

**Einfluss von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt
degradiertter Niedermooore**

Dissertation

**zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum agriculturarum
(Dr. rer. agr.)**

**eingereicht an der
Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin**

von Dipl.-Geol. Silke Veltz
geboren am 07.04.1973 in Halle/Saale

Präsident

der Humboldt-Universität zu Berlin

in Vertretung Prof. Dr. H.J. Prömel

Dekan

der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät

Prof. Dr. U.J. Nagel

Gutachterin/Gutachter: 1. Frau Prof. Jutta Zeitz
 2. Herr Dr. Axel Berendt

Tag der mündlichen Prüfung: 16. 12. 2005

Lassen wir die Natur unverändert,
können wir nicht existieren. Zerstören
wir sie, gehen wir zugrunde. Der
schmale sich verengende Gratweg
zwischen Verändern und Zerstören
wird auf Dauer nur einer Gesellschaft
gelingen, die ökologische Prinzipien
akzeptiert und deren Ethik sich im
Einssein mit der Natur empfindet.

Reimar Gilsenbach

INHALTSVERZEICHNIS**ABBILDUNGSVERZEICHNIS****TABELLENVERZEICHNIS**

1	EINLEITUNG	1
1.1	SITUATION DER MOORE.....	1
1.2	WIEDERVERNÄSSUNG.....	2
1.2.1	<i>Phosphor-Dynamik</i>	<i>3</i>
1.2.2	<i>Nutzung von Abwasser.....</i>	<i>3</i>
1.3	ZIELSTELLUNG DER ARBEIT.....	4
2	EINFLUSS VON WIEDERVERNÄSSUNG AUF DEN STOFFHAUSHALT EINES DEGRADIERTEN NIEDERMOORES	6
	ZUSAMMENFASSUNG.....	6
	ABSTRACT: EFFECT OF RE-WETTING ON NUTRIENT DYNAMICS OF A DEGRADED FEN.....	7
2.1	EINLEITUNG.....	7
2.2	STOFFKREISLÄUFE – EIN ÜBERBLICK.....	8
2.3	METHODEN.....	12
2.3.1	<i>Untersuchungsfläche.....</i>	<i>12</i>
2.3.2	<i>Probenahme und Analyse</i>	<i>13</i>
2.3.3	<i>Statistische Analyse.....</i>	<i>14</i>
2.4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	15
2.4.1	<i>Bodenentwicklung und bodenphysikalische Eigenschaften</i>	<i>15</i>
2.4.2	<i>Redoxpotenzial.....</i>	<i>17</i>
2.4.3	<i>Einfluss der Wiedervernässung auf Umsetzungsprozesse in der Festphase</i>	<i>19</i>
2.4.4	<i>Einfluss der Wiedervernässung auf die flüssige Phase</i>	<i>23</i>
2.4.5	<i>Einsatz gereinigter Abwässer.....</i>	<i>27</i>
2.4.6	<i>Nährstoffentzüge durch Phragmites australis.....</i>	<i>28</i>
2.5	SCHLUSSFOLGERUNGEN	29
	DANKSAGUNG.....	31
3	IRON AND PHOSPHORUS CYCLING IN A REWETTED FEN SOIL IN NE GERMANY.....	32
	ABSTRACT.....	32
3.1	INTRODUCTION	33
3.2	MATERIAL AND METHODS.....	34
3.2.1	<i>Study site.....</i>	<i>34</i>

3.2.2	<i>In situ measurements</i>	35
3.2.3	<i>Soil classification, sampling and analysis</i>	35
3.2.4	<i>Pore water sampling and analysis</i>	36
3.2.5	<i>Statistical analysis</i>	36
3.3	RESULTS AND DISCUSSION	37
3.3.1	<i>Pedogenesis after drainage and rewetting of peatsoil</i>	37
3.3.2	<i>Changes in soil redox potential after rewetting</i>	39
3.3.3	<i>Changes of Fe and P biogeochemistry</i>	40
3.3.4	<i>Risk of enhanced P export</i>	43
3.4	CONCLUSIONS	44
3.5	ACKNOWLEDGEMENT	44
4	NATURAL WETLAND RESTORATION AND REUSE OF MUNICIPAL WASTEWATER	45
4.1	INTRODUCTION	46
4.2	MATERIAL AND METHODS	46
4.2.1	<i>Lysimeter site and experimental characteristics</i>	46
4.2.2	<i>Analyses and calculations</i>	47
4.3	RESULTS	48
4.3.1	<i>Inflow water characteristics</i>	48
4.3.2	<i>Plant parameters and uptake</i>	51
4.3.3	<i>Discharge water quality</i>	51
4.4	DISCUSSION	52
4.5	CONCLUSIONS	55
5	GREENHOUSE GAS FLUXES DURING PEATLAND RESTORATION BY REUSE OF WASTEWATER – A LYSIMETER STUDY	57
5.1	INTRODUCTION	58
5.2	MATERIAL AND METHODS.....	59
5.2.1	<i>Site description</i>	59
5.2.2	<i>Measuring and calculating gaseous fluxes</i>	60
5.2.3	<i>Statistical analyses</i>	61
5.3	RESULTS	61
5.3.1	<i>Environmental conditions</i>	61
5.3.2	<i>Diurnal trace gas flux variations</i>	62
5.3.3	<i>Seasonal trace gas flux variations</i>	63
5.4	DISCUSSION	66
5.4.1	<i>Methane fluxes</i>	66
5.4.2	<i>Nitrous oxide fluxes</i>	67

5.4.3	<i>Carbon dioxide fluxes</i>	69
5.4.4	<i>Climatical relevance</i>	69
5.5	CONCLUSIONS	70
ZUSAMMENFASSUNG/SUMMARY		71
SUMMARY		75
LITERATUR		78
DANKSAGUNG		97
ERKLÄRUNG		99
LEBENS LAUF		100

Abbildungsverzeichnis

Figure 2.1: Schematic sketch of measuring equipment and parameters and their date of sampling.....	8
Figure 2.2: Chronological sequence of redox processes in soil after rewetting (after Reddy & D'Angelo 1994 in Mitsch & Gosselink 2000).	9
Figure 2.3: Location of the measuring equipment at the rewetted study site near Biesenbrow. ...	12
Figure 2.4: Pedogenetic modified fen soil of the study site near Biesenbrow.	16
Figure 2.5: Frequency distribution of the redox potentials along several depths of the rewetted study site near Biesenbrow (u. GOK – below surface, n – number) (illustration – applies also to Figure 2.8: quartile – box limit, median – line within the box, notch – lines).	18
Figure 2.6: Seasonal variation of the redox potentials of the rewetted study site near Biesenbrow (daily means).	19
Figure 2.7: Mean concentrations of hydrochemical parameters in four depths of the study site near Biesenbrow over the stated periods.	24
Figure 2.8: Box plots showing Fe, SRP, SO ₄ and DOC concentrations obtained from different depths over different periods.	25
Figure 2.9: Mean pH of the soil solution and standard deviation in four depths of the study site near Biesenbrow from 1996-2002.	27
Figure 3.1: Study site (X) in NE Germany with its measuring device.	34
Figure 3.2: Overview of measuring equipment and parameters and the pedogenetic modified fen soil profile of the study site (Horizon labelling according to the standard German guidelines for soil mapping (AG Boden 1994)).	36
Figure 3.3: Seasonal variation of averaged redox potentials (a) and summary statistics of redox potentials (b) at four different depths of the study site (*Gensior & Zeitz 1999. Illustration in b) applies also to Figure 3.4 and Figure 3.5: □ interquartile range, median, notches, ⊥ from box to highest or lowest values excluding o outside values, and + far outside values.).	39
Figure 3.4: Average Fe concentration (a) and its summary statistics (b) at four different depths of the study site (*Gensior & Zeitz 1999).	41
Figure 3.5: Average SRP concentration (a) and frequency distribution (b) of the SRP concentrations at four different depths of the rewetted study site.	42
Figure 3.6: Relationship between oxalate extractable Fe and aqua regia extractable P (Symbols identify peatsoil horizons).	43

Figure 4.1: Magnesium and heavy metal balances for rewetted fen soil lysimeters differing in wastewater quantity during rewetting from April 2001 to December 2004.	50
Figure 5.1: Seasonal variations in soil temperature at the rewetted and drained lysimeters in 2003 and 2004.	62
Figure 5.2: Diurnal variations in (a) temperature and precipitation, (b) CH ₄ flux and (c) N ₂ O flux at differently treated fen soils in lysimeters on 3/4 July 2003. Fluxes at the wastewater lysimeters are means (n=4). Standard error bars in (b) and (c) are shown. Note different scales for drained and rewetted treatments.	63
Figure 5.3: Seasonal CH ₄ fluxes at differently treated lysimeters in both years of study. Emissions at the wastewater lysimeter represent means (n=4) and S.E. (bars). Note different scales for drained and rewetted treatments.	64
Figure 5.4: Boxplots showing CH ₄ emission rates at the wastewater lysimeters and the control over the growing seasons 2003 and 2004 (Lower case letters indicate significant differences within years, P <0.05; □ interquartile range, median, notches, ⊥ from box to highest or lowest values excluding o outside values and + far outside values). 64	
Figure 5.5: Seasonal N ₂ O fluxes at differently treated lysimeters over the studied period. Fluxes at the wastewater lysimeter represent means (n=4) and S.E. (bars). Note different scales for drained and rewetted treatments.	65
Figure 5.6: Soil respiration at the drained lysimeter and at lysimeters rewetted with wastewater and/or freshwater.	65

Tabellenverzeichnis

Table 2.1:	Selected soil physical parameters with mean (\bar{x}) and coefficient of variation ($s_{\%}$) of the study site near Biesenbrow in different years of investigation (n – number of samples, n.b. – not determined).....	17
Table 2.2:	Aqua regia and oxalate extractable ($_{ox}$) iron, aluminium and phosphorus, molar Fe:P ratio in soil of the rewetted study site near Biesenbrow in the specified years of investigation (n – number, \bar{x} – mean, $s_{\%}$ – variation coefficient).	21
Table 2.3:	Total sulphur and carbon, organic carbon and carbonate content in soil of the rewetted study site near Biesenbrow in the specified years (n – number, \bar{x} – mean, $s_{\%}$ – variation coefficient).	22
Table 2.4:	Total concentration of the reed clone "Greif A" (mean \bar{x} and variation coefficient $s_{\%}$ out of two sampling).....	29
Table 3.1:	Chemical soil properties from peat samples of the study site before (1996) and after rewetting. Values represent means with S.E. in parentheses.	38
Table 4.1:	Hydrological parameters ($L\ m^{-2}$) at the 100% wastewater lysimeter 16 from 2001-2004.	47
Table 4.2:	Input/output nutrient balances determined at five rewetted fen soil lysimeters differing in wastewater quantity. Data are summarised over a 45 month span (April 2001 to December 2004). Values are given in $g\ m^{-2}$	49
Table 5.1:	Experimental setup and background information of the lysimeter study.	59
Table 5.2:	Global warming potential ($kg\ CO_2\text{-equivalents}\ ha^{-1}\ yr^{-1}$) of three greenhouse gases at differently treated lysimeters. Data calculated according to the IPCC (2001) factors for global warming potential (23 for CH_4 , 296 for N_2O over a 100 year time horizon).	69

1 Einleitung

1.1 Situation der Moore

Niedermoores gehören zu den wichtigsten Feuchtgebieten der Erde. Circa eine Million Hektar Niedermoores liegen in Deutschland, wobei sich fast die Hälfte dieser Flächen in Nordostdeutschland befindet (Grosse-Brauckmann 1997).

Moore erfüllen vielfältige Funktionen im Naturhaushalt. Im natürlichen Zustand fungieren Moore als Stoffsenke. Sie können vor allem Kohlenstoff und Stickstoff akkumulieren; zehnfach bis hundertmal mehr als Mineralböden. Des Weiteren sind sie Wasserspeicher, stellen Lebensraum für spezialisierte Pflanzen- und Tierarten und tragen zur Stofffilterung und -pufferung bei (Mitsch & Gosselink 2000, Succow & Joosten 2001, Joosten & Clarke 2002).

Solche ökologisch intakten Moore bedecken heute in Deutschland nur noch wenige Quadratkilometer (Schopp-Guth 1999). In Mecklenburg-Vorpommern sind beispielsweise lediglich ca. 1,2% (rd. 36 km²) der Niedermoorflächen in ihrem natürlichen Zustand (Lenschow 1997). Vor allem auf Grund ihrer landwirtschaftlichen Nutzung wurden Moore entwässert (Joosten & Clarke 2002) und haben so auch weltweit große Flächenanteile eingebüßt.

Die massive Entwässerung norddeutscher Niedermoores wurde in den 60er und 70er Jahren im Rahmen von umfangreichen Meliorationen forciert (Quast et al. 1993, Succow 2001). Damit schaffte man aus Niedermoorflächen intensiv bewirtschaftetes Saatgrasland, wodurch die Intensität aerober Abbauprozesse im Moorkörper rasant zunahm und zur negativen Veränderung der Torfprofile beitrug (Okruszko 1993, Schmidt 1994, Sauerbrey & Zeitz 1999). 86% der Moorflächen Deutschlands wurden durch Grundwasserabsenkung zur landwirtschaftlichen Nutzung entwässert (Joosten & Couwenberg 2001). Ein Großteil dieser Niedermoorflächen ist durch intensive Kultivierung, die mit einer tiefgreifenden Entwässerung und Durchlüftung des Moorkörpers einherging, in ihrer Bodenentwicklung so weit fortgeschritten, dass die ursprünglichen Funktionen der Niedermoores im Natur- und Wasserhaushalt mitunter irreversibel verloren gingen (Zeitz & Veltz 2002, Okruszko & Ilnicki 2003, Ilnicki & Zeitz 2003). Die degradierten Niedermoores Norddeutschlands sind das Ergebnis langjähriger anthropogener Einwirkungen.

Aus den ursprünglichen Wasser- und Stoffsenken sind Belastungsquellen für die Landschaft und die Atmosphäre geworden. Die organische Torfsubstanz wird mineralisiert, wobei klimarelevante Gase emittiert und ehemals an die organische Substanz adsorbierte Nähr- und Schadstoffe freigesetzt und ausgewaschen werden, so dass entwässerte Niedermoores heute einen Beitrag zum Treibhauseffekt und zur Eutrophierung von Grund- und Oberflächenwasser leisten.

Nach Aufgabe großer landwirtschaftlicher Produktionsflächen in den Niedermoorgebieten auf Grund der Anpassung der Landwirtschaft an den europäischen Agrarmarkt ist eine durch die Bewirtschaftung mit schwerer Technik, hohe Düngergaben und Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt geschädigte Moorlandschaft übriggeblieben. Die Auffassung dieser stillgelegten Niedermoorflächen fördert allerdings weiterhin die Degradierung des Moorkörpers. Durch

ungenügendes Wasserdargebot (Dietrich et al. 2001a,b, Quast 1997), was durch die Beibehaltung bisheriger Be- und Entwässerungspraxis, d. h. keinen oder ungenügenden Rückhalt der winterlichen Wasserüberschüsse und die Beibehaltung künstlicher Vorflutssysteme bedingt sein kann, laufen die aeroben Abbauprozesse im Moorboden weiterhin intensiv ab. Auf Grund des nachteiligen Einflusses auf die Umwelt sind sowohl stillgelegte und ungenutzte Niedermoorflächen als auch eine gegenwärtige (Noch-)Nutzung der Niedermoore, die mit tiefer Entwässerungspraxis einhergeht, fragwürdige Lösungen. Zukünftige Konzepte zum Umgang mit den Niedermooren müssen Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt unterbinden, Torfmineralisation und weitere Degradierung stoppen und den Moorkörper in seiner Funktion als akkumulierendes Ökosystem reaktivieren.

1.2 Wiedervernässung

Wiedervernässung ist der erste Schritt, um die Voraussetzungen für die Renaturierung von Mooren zu schaffen (Mollenhauer 2004). Leitbilder und Entwicklungsziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore haben Pfadenhauer & Zeitz (2001) beschrieben. Dem Ziel dieser künftigen Entwicklung steht jedoch ein allgemein kritisches bzw. ein zumeist zeitlich nicht angepasstes Wasserdargebot gegenüber, das einerseits durch wasserwirtschaftliche Nutzung und Umgestaltung der Einzugsgebiete, andererseits durch die klimatische Situation bedingt ist (Dietrich et al. 2001b, Dietrich & Quast 2004, Trepel 2004).

Dies betrifft vor allem das nordostdeutsche Areal, das durch subkontinentales Klima mit geringen Niederschlägen von 450-650 mm a⁻¹ geprägt ist. Die potentielle Verdunstung (600-650 mm a⁻¹) übertrifft dabei teilweise die Beträge der Gebietsniederschläge in der Jahressumme (Quast 1995). Das führt zu einer sehr niedrigen Grundwasserneubildungsrate, so dass im Einzugsgebiet der Niedermoore oft eine ungenügend große Menge Wasser zur Verfügung steht. Durch die Beibehaltung des bisherigen Wassermanagements und künstlicher Gräben wird die ungünstige Wasserhaushaltsbilanz zusätzlich verstärkt.

Wiedervernässungsstrategien müssen daher auf das Heranführen des erforderlichen Zusatzwassers gerichtet sein und Vorschläge zur Entlastung des Landschaftswasserhaushaltes enthalten. Bisherige Grundlagen für das Vernässungsmanagement sind die Gebietszuflüsse, deren Quantität und Qualität von Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen und Landnutzung beeinflusst wird. Selbst bei Nutzung der Herbst- und Winterniederschläge zur Auffüllung des Bodenspeichers und einer Minimierung des Abflusses im Frühjahr würde der Grundwasserstand ab Mitte Juni absinken und bis zum September/Okttober bis auf 1 m unter Flur fallen können (Quast et al. 1993). Dadurch sind die Flächen allerdings bis in den Frühsommer hinein teilweise überstaut, woraus sich Nutzungskonflikte ergeben können. Zudem ist der winterliche Überstau für viele Niedermoore nicht mehr gegeben, da ein ungenügendes Wasserdargebot im Einzugsgebiet der Niedermoore zur Versorgung der Flächen zur Verfügung steht.

1.2.1 Phosphor-Dynamik

Bei der Wiedervernässung von norddeutschen Niedermooren kann ein erhöhtes Risiko der Freisetzung von Phosphor auftreten, was u.a. Lengsfeld (1998), Zak (2001), Meissner & Leinweber (2004), Rupp et al. (2004) und Zak et al. (2004) beobachteten. Die Niedermoore können dann die Ursache einer potentiellen Gewässereutrophierung darstellen. Konträre Ergebnisse, d.h. die Abnahme von Phosphor im Porenwasser nach einer Wiedervernässung, lassen sich beispielsweise bei Wright et al. (2001) finden, so dass keine verallgemeinerungsfähigen Aussagen zur Freisetzung und zum Austrag von Phosphor aus wieder vernässten Mooren vorliegen. Ursache ist die komplexe Interaktion biologischer und geochemischer Prozesse, die die Freisetzung und Verfügbarkeit von Phosphor kontrolliert. Die biogeochemische Steuerung der Phosphor-Freisetzung wird hauptsächlich mit an Eisenoxide und -hydroxide (nachstehend als Eisen(hydr)oxide bezeichnet) gebundenen Phosphor diskutiert (van der Zee & van Riemsdijk 1988, Scheffer 1995, Litaor et al. 2003). Diese Verbindungen, besonders in amorpher Form, besitzen wegen ihrer großen spezifischen Oberfläche (Cornell & Schwertmann 2003) eine hohe Phosphorsorptionskapazität (Richardson 1985).

Auf Grund der Torfmineralisierung während der Entwässerung wurde Phosphor aus vorwiegend organischen Bindungsformen in anorganisches, an diese Eisenverbindungen sorbiertes Phosphor überführt. Eisen ist redoxsensitiv, so dass ansteigende Grundwasserstände bei Wiedervernässungsmaßnahmen zu einer Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) und daher zu einer größeren Mobilität führen. Die damit verbundene Lösung von Fe(III)-(Hydr)Oxiden führt ebenfalls zu einer Rücklösung des an diese Verbindungen gebundenen Phosphors (Eckert et al. 1997, Tunney et al. 1997, Mitsch & Gosselink 2000, Pant et al. 2002). Die Mobilisierung von Phosphor ist in Böden mit hohen Gehalten an diesen aktiven Eisen(hydr)oxiden besonders groß (Pagel et al. 1982, Megonigal et al. 2005). Gelbrecht et al. (2003) und Zak et al. (2004) deuten jedoch darauf hin, dass nicht die Höhe der Phosphor-Konzentration im Porenwasser entscheidend ist sondern das molare Fe:P-Verhältnis. Wenn dieses Verhältnis <3 ist, ergibt sich ein Risiko erhöhter Phosphor-Austräge. Das Risiko erhöht sich zusätzlich, wenn das molare Fe:S-Verhältnis unterhalb von eins liegt. Eisen(II) bildet zusammen mit Sulfid im anaeroben Milieu schwer lösliches Eisensulfid (u.a. Pyrit), so dass die Fähigkeit des Eisens, Phosphor womöglich künftig wieder an der aeroben Phasengrenze (d.h. nach Oxidation zu Fe(III)) festzulegen, nicht mehr gegeben ist.

1.2.2 Nutzung von Abwasser

Zur Stützung des Landschaftswasserhaushaltes bei Wiedervernässungsmaßnahmen könnte die Verwendung von gereinigtem kommunalen Abwasser eine Alternative darstellen. Obwohl seitens der EU schon seit 1991 (EU-Richtlinie 91/271/EWG) die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser geboten wird, ist dessen Verwendung für die Wiedervernässung von Niedermooren bisher praktisch kaum berücksichtigt worden (vgl. Balla et al. 2004). Abwasserbehandlungsanlagen sind im gesamten deutschen Bundesgebiet zu finden. Beispielsweise werden in Brandenburg, dem Bundesland mit der zweitgeringsten Besiedlungsdichte in Deutschland, 264 kommunale Abwasserbehandlungsanlagen betrieben, wo jährlich eine hohe Schmutzwassermenge von rund 219 Mio. m³

anfällt (MLUV 2005). Trotz zunehmender Reinigungsleistung kommunaler Kläranlagen führt die Einleitung gereinigter Abwässer in die Vorflut zu einer Belastung der Gewässer mit Nährstoffen, vor allem an den eutrophierungsfördernden Stoffen Phosphor und Stickstoff. In Brandenburg wurden auf Grund dieser allgemeinen Verfahrensweise im Jahr 2003 350 t Gesamt-Phosphor und 3.191 t Gesamt-Stickstoff in die Vorflut eingetragen (MLUV 2005). Gesamt-Phosphor-Einträge durch kommunale Kläranlagen in die deutschen Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer geben Isermann & Isermann (2000) mit $11.350 \text{ t P a}^{-1}$. Bis spätestens 2015 wird eine Reduktion der Einträge um mehr als 50% gefordert, um dem Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG aus dem Jahr 2000 zu entsprechen.

Mit dem Einsatz von gereinigtem kommunalen Abwasser für die Wiedervernässung von Niedermooren wird einerseits das benötigte Zusatzwasser für die Wiedervernässung der Niedermoore realisiert und andererseits eine Retention von Nährstoffen im Moorkörper angestrebt. Weitere positive Ansatzpunkte wären:

- Nutzung des hohen Ressourcenpotenzials des gereinigten kommunalen Abwassers für die Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes
- Reaktivierung der Speicherungsfunktion des Moorkörpers durch die Vernässungsmaßnahme
- weitergehende Eliminierung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe durch die niedermoortypische Vegetation.

Da mit dem Einsatz von Abwasser zur Wiedervernässung von Niedermooren u.a. zusätzlich Phosphor eingetragen wird, sollte im Vorfeld der Anwendung dieser alternativen Wiedervernässungsmaßnahme geklärt werden, ob von den Niedermooren an sich, also bereits ohne die Anwendung gereinigter Abwässer mit eventuell höheren Phosphor-Einträgen, ein erhöhtes Risiko der Freisetzung von Phosphor bei der Wiedervernässung ausgeht (Kapitel 1.2.1).

1.3 Zielstellung der Arbeit

Diese Dissertation basiert auf den folgenden Fragestellungen, die in den Kapiteln 2 bis 5 auf Grundlage veröffentlichter bzw. zur Veröffentlichung eingereichter Schriften in referierten Zeitschriften behandelt werden.

- 1) Welche Stoffkreisläufe werden durch die Wiedervernässung eines degradierten Niedermoores modifiziert und welche haben Bedeutung für eine erhöhte Phosphor-Freisetzung? **Kapitel 2 und 3**
- 2) Findet noch nach mehrjähriger Wiedervernässung eines degradierten Niedermoores die Freisetzung von Phosphor statt? Wie lange muss mit einer Freisetzung gerechnet werden? **Kapitel 2 und 3**

- 3) Wie wirkt sich eine Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser auf den Stoffhaushalt des Moorkörpers aus? Sind nachteilige Veränderungen der Boden- und Wasserqualität zu erkennen? **Kapitel 4**
- 4) Welchen Effekt hat die alternative Wiedervernässungsmaßnahme auf Emissionen oder Aufnahmen klimarelevanter Spurengase? Verändert sich der Treibhauseffekt gegenüber herkömmlicher Wiedervernässung? **Kapitel 5**
- 5) Welchen Einfluss übt *Phragmites australis* als niedermoortypische Vegetation auf die Nährstoffabschöpfung aus? **Kapitel 2 und 4**

Zur Beantwortung der Fragen wurden unterschiedliche Untersuchungsansätze gewählt. In Kapitel 2 und 3 werden Untersuchungen in einem nordostdeutschen Niedermoor im Randow-Welse-Bruch (NE-Brandenburg), das seit 1996 kontinuierlich mit Wasser aus der Vorflut wieder vernässt wurde, vorgestellt. Zur Bewertung der Stoffumsätze und des Risikos der Phosphor-Freisetzung nach mehrjähriger Wiedervernässung wurden Boden und Bodenlösung mittels Saugkerzen in unterschiedlichen Tiefen sowie die oberirdische pflanzliche Biomasse beprobt und analysiert.

Zur Untersuchung der Verwendung von gereinigtem Abwasser (Kapitel 4 und 5) wurden Torfprofile des Havelländischen Luchs in Lysimetern des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. über die Vegetationsperiode wieder vernässt. Das Abwasser entstammte der zweistufigen, kommunalen Abwasserbehandlungsanlage in Paulinenaue (Landkreis Havelluch, Brandenburg). Zur Bewertung, ob die Rückführung von gereinigtem kommunalen Abwasser in die Landschaft ökologisch vertretbar ist, wurden Stoffbilanzen durch die Gegenüberstellung der Stoffein- und -austräge erstellt. Dem Niedermoorboden ließ sich so für die einzelnen Elemente eine Senken- oder Quellenfunktion zuordnen. Zudem konnten Rückschlüsse auf Sorptionsprozesse sowie Fällungsreaktionen im Boden gezogen werden.

Die Erfassung der Spurengase Methan, Distickstoffmonoxid (Lachgas) und Kohlenstoffdioxid (Kapitel 5) erfolgte mit der „closed chamber“-Methode (Livingston & Hutchinson 1995). Der Einfluss der Wiedervernässung auf die Gesamtemission gasförmiger Stickstoffverbindungen (Lachgas und molekularer Stickstoff) wurde mit Hilfe in Stechzylinder gewonnener Proben des Havelländischen Luchs (Standort Paulinenaue) unter Laborbedingungen (Helium-Inkubationsmethode, Augustin 2003a) untersucht.

2 Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores

Silke Velty^a, Dagmar Balla^b und Jutta Zeitz^a

^a Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, D-10115 Berlin

^b Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF), Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

Zusammenfassung

Seit 1996 wird eine 8 ha große Untersuchungsfläche im degradierten Niedermoorgebiet des Randow-Welse-Bruches im Nordosten Brandenburgs wieder vernässt. Diese langjährige Wiedervernässung führt zur Modifikation der Eisen-, Phosphor- und Schwefelumsetzungsprozesse. Während die Eisen-Gehalte im Boden sanken, was mit einer Abnahme der amorphen Eisen-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate im anaeroben Milieu zu erklären ist, blieb der Schwefel-Gehalt im Boden konstant. Dort ist es zu einer Umverteilung der Schwefelfraktion gekommen, so dass das mobile Fe^{2+} als Sulfid gefällt wird. Der eutrophierungswirksame Nährstoff Phosphor wurde durch die Rücklösung der Eisenverbindungen freigesetzt, was sinkende Gehalte im Boden und steigende Konzentrationen in der Bodenlösung ausdrücken. Entsprechend dem molaren Fe:P-Verhältnis ist ein Risiko der Phosphorfreisetzung nicht vorhanden. Der für die Wiedervernässung von Mooren bekannte Anstieg der DOC-Konzentration ist auch hier ersichtlich.

Während der Stoffhaushalt deutlichen Veränderungen infolge der Wiedervernässung unterworfen ist, konnte für die untersuchten bodenphysikalischen Kennwerte keine Modifizierung festgestellt werden.

Auswirkungen der Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt bei kurzfristigem Einsatz von gereinigtem Abwasser gegenüber dem Einsatz von Wasser aus der Vorflut konnten nicht nachgewiesen werden.

Schlüsselwörter: Abwasser, Niedermoor, Wiedervernässung, Stoffdynamik

Abstract: Effect of re-wetting on nutrient dynamics of a degraded fen

An about 8 ha study site in the degraded fen site Randow-Welse-Bruch in northeastern Brandenburg has been re-wetted since 1996. Long time re-wetting causes modifications of the iron, phosphorus and sulphur transformation. Whereas the iron content in the soil had decreased due to a decrease of the amorphous iron (hydr)oxide/oxidhydrate content under anaerobic conditions sulphur content stayed constantly. However, a redistribution of the sulphur fractions had occurred and the mobile ferrous had been precipitated as sulphide. The major growth limiting nutrient phosphorus had been released by re-solution of the iron compounds. Therefore, a decreasing content in the soil and an increase in SRP concentrations in the soil solution could be monitored. According to the molar Fe:P ratio there is not any risk of high phosphorus release yet. The already known effect of an increase of the DOC concentrations by re-wetting peatlands had been recognised too.

Despite clear modifications of the nutrient dynamics no changes of the studied physical soil parameters could be proved.

No effects of re-wetting the study site on the nutrient dynamics by a short time usage of purified waste water in comparison to the usage of water of the drainage river could be studied.

Keywords: fen, nutrient dynamic, re-wetting, waste water

2.1 Einleitung

Die Nutzung von Niedermoorgebieten ist oftmals mit intensiven Eingriffen (i. d. R. Entwässerungen) verbunden (gewesen) und führt(e) zum Verlust ihrer ökologischen Funktionen. Die Renaturierung degradierter Niedermoores ist ein langwieriger Prozess, der intensiver Forschung und Untersuchung bedarf. Anfang der 90er Jahre begannen dazu in Deutschland umfangreiche Forschungsarbeiten. Sie machten deutlich, dass langfristig angelegte Wiedervernässungsprojekte wissenschaftlich begleitet werden müssen. Außerdem sind umfangreiche Forschungstätigkeiten zur Lösung bis dato ungenügend geklärter Prozessabläufe und zu neueren Aussagen bezüglich Art und Dauer der Gleichgewichtseinstellung von Ökosystemen nötig bis hin zu neuen Lösungsvorschlägen und Managementstrategien bei der Renaturierung degradierter Niedermoorflächen.

Aus ökologischer Sicht müssen besonders langfristige Veränderungen des Phosphor-Haushaltes nach der Wiedervernässung und dessen mögliche Stabilisierung weiter untersucht werden, da dieser Nährstoff neben Stickstoff gewässereutrophierend wirkt. Nach der Wiedervernässung von degradierten Niedermoores können im Porenwasser bekanntlich zunächst sehr hohe Konzentrationen von gelöstem anorganischen Phosphor auftreten. Unter der Voraussetzung, dass dieser Phosphor in die Vorflut transportiert wird, kann sich das Eutrophierungsrisiko erhöhen. Wiedervernässungsstrategien von Niedermoores sind daher so zu konzipieren, dass sie nicht dem

Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie aus dem Jahr 2000, eine gute ökologische Gewässerqualität innerhalb der nächsten 15 Jahre anzustreben (Artikel 4), zuwiderhandeln.

Im Jahr 2000 startete ein, an eine erste Projektphase (1995-1998) anknüpfendes, interdisziplinäres Forschungsvorhaben zur Wiedervernässung des degradierten Niedermoores bei Biesenbrow (Brandenburg). Ziel des bodenkundlichen Teilprojektes war es, längerfristige Auswirkungen der Wiedervernässung mit Wasser aus der Vorflut sowie einer Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser auf Boden, Wasser und Pflanzenbestand umfassend zu erfassen (Abbildung 2.1) und zu charakterisieren, d. h.:

- Stoffumsätze zu identifizieren und quantifizieren
- Rückschlüsse auf Transformations-, Sorptions- und Fällungsprozesse im Moorkörper zu ziehen
- Aussagen zur Phosphorverfügbarkeit zu treffen
- Risiko der Phosphor-Emission nach mehrjähriger Wiedervernässung zu bewerten
- Rückführung von gereinigtem kommunalem Abwasser in die Landschaft auf Unbedenklichkeit und ökologische Vertretbarkeit zu prüfen.

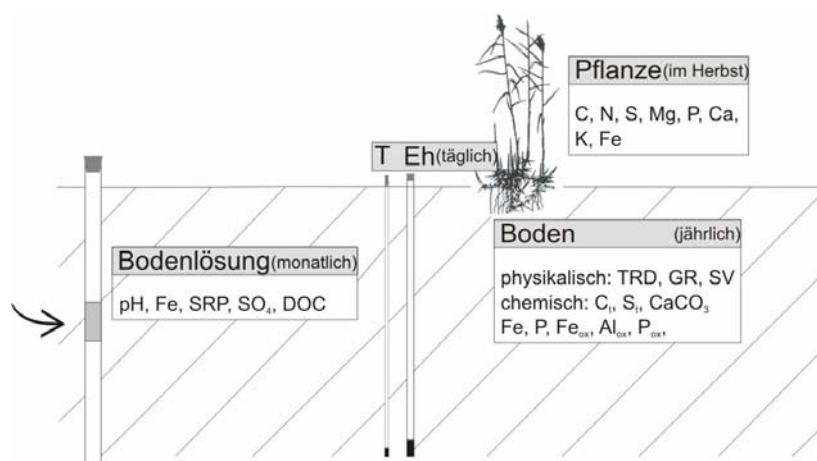


Figure 2.1: Schematic sketch of measuring equipment and parameters and their date of sampling.

2.2 Stoffkreisläufe – ein Überblick

Viele chemische und biochemische Umsätze sind Redoxreaktionen. Für Böden ist eine Vielzahl von Redoxübergängen, wie z.B. O_2 -Reduktion, Denitrifikation, Eisen- und Sulfatreduktion und Methanbildung wesentlich. Das Redoxpotenzial hat Auswirkungen auf die Löslichkeit von Elementen. Daher können mit der Erfassung des Redoxpotenzials Stabilitätsbereiche bestimmter Ionen und Verbindungen eines in mehreren Oxidationsstufen auftretenden Elementes angegeben werden, was eine große Rolle bei der Bewertung von Stoffkreisläufen und potenziellen Elementfreisetzungen spielt. Das Redoxpotenzial dient folglich als Parameter für die Verfügbarkeit und die potenzielle Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen und die Freisetzung von umweltrelevanten Gasen zur Klärung ökologisch und pedogenetisch bedeutsamer Prozesse (Fiedler 1997).

Wiedervernässung führt zu anhaltend reduzierenden Milieubedingungen, die entsprechend Abbildung 2.2 zur Reduktion verschiedener Substanzen in definierter Reihenfolge führt. Dieser Änderung der Oxidationsstufe unterliegen verschiedene Elemente (C, N, Fe, S), nicht jedoch Phosphor.

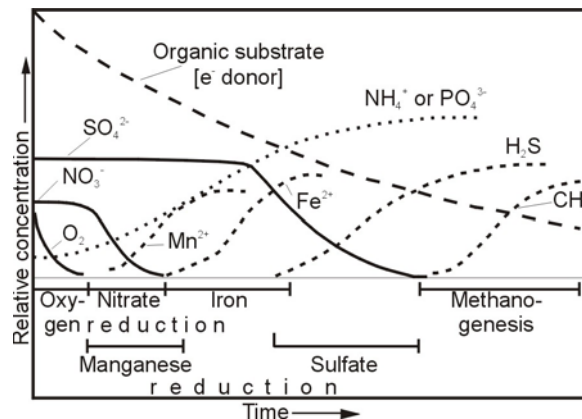


Figure 2.2: Chronological sequence of redox processes in soil after rewetting (after Reddy & D'Angelo 1994 in Mitsch & Gosselink 2000).

Dem *Eisen* kommt bei der Mobilisierung des Phosphors eine Schlüsselrolle zu. Eisen ist redoxsensitiv. Niedrige Redoxpotenziale (<150 mV bei pH = 7) führen bei anaeroben Verhältnissen – beispielsweise bei der Wiedervernässung von Niedermoores – zur Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} , was im Gegensatz zu Fe^{3+} mobil ist (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Eine Abnahme des Eisen-Gehaltes im Boden während der Wiedervernässung wird in der Literatur durch einen Rückgang der aktiven Fraktion diskutiert (u.a. Scheffer 1995, Scheffer & Schachtschabel 2002). Diese sogenannten amorphen Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate werden durch eine Extraktion mit Ammoniumoxalat bestimmt. Die oxalat-extrahierbare Eisenfraktion umfasst nach Schwertmann (1964) sorbiertes bzw. in Humus „eingebundenes“ Eisen sowie leicht lösliche amorphe Eisenoxide.

Eisen(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate besitzen mit bis zu $800 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ eine große spezifische Oberfläche (Lookman et al. 1995b) und weisen eine hohe Zahl an Bindungsplätzen für Phosphor auf. Das bekanntlich große Phosphor-Sorptionsvermögen dieser Verbindungen (z.B. Richardson 1985) kann unter Umständen bei sehr hohen Gehalten an diesen amorphen Eisen(III)-(Hydr)Oxiden/Oxidhydraten Ursache einer Phosphorlimitierung für Bodenorganismen und Pflanzen sein.

Van der Zee & van Riemsdijk (1988) zeigten, dass in kalkfreien Böden die Phosphor-Sorptionskapazität hauptsächlich durch die Gehalte an den amorphen Eisen- und Aluminium-(Hydr)Oxiden/Oxidhydraten bestimmt wird. Van der Zee et al. (1990)¹ berechneten die Phosphor-Sorptionskapazität (PSC) unter Verwendung des oxalatlöslichen Fe- und Al-Gehaltes (Fe_{ox} und Al_{ox}):

$$\text{PSC} = 0,5 (\text{Fe}_{\text{ox}} + \text{Al}_{\text{ox}}) \quad [\text{mmol kg}^{-1}] \quad \text{Gleichung 2.1}$$

¹ zitiert in Brookes et al. (1997)

wobei der Faktor 0,5 einen mittleren Wert der in Untersuchungen von Breeuwsma & Schoumans (1986)² und van der Zee & van Riemsdijk (1988) ermittelten Faktoren von 0,4 bzw. 0,61 darstellt. Auch Reddy & D'Angelo (1994) weisen darauf hin, dass der Gehalt an oxalat-extrahierbarem Eisen und Aluminium ein guter Indikator für die Phosphor-Sorption darstellt. Der Phosphor-Sättigungsgrad (PSD), der das Verhältnis zwischen oxalat-extrahierbarem Phosphor [mmol kg^{-1}] und der Phosphor-Sorptionskapazität [mmol kg^{-1}] wiedergibt, wird in folgender Weise bestimmt:

$$\text{PSD} = \frac{P_{\text{ox}}}{P_{\text{SC}}} \cdot 100 \quad [\%] \quad \text{Gleichung 2.2}$$

Nach van der Zee et al. (1990) ist ein Boden phosphatgesättigt, wenn der Phosphor-Sättigungsgrad 24% übersteigt. Allerdings ist beobachtet worden, dass Phosphor bereits in die Bodenlösung freigesetzt wird, bevor die angegebene Phosphorsättigung erreicht wird.

Zak & Gelbrecht (2002) zeigen ein erhöhtes Potenzial der Phosphorfreisetzung bei einem molaren Fe:P Verhältnis $<3 \dots 4$, was sich zusätzlich erhöht, wenn molare Fe:S Verhältnisse <1 auftreten, weil Eisen dann durch Schwefel als Eisensulfid im anaeroben Milieu gebunden ist und nicht mehr für eine P-Bindung in Frage kommen kann. Nach Gerke & Hermann (1992) wiederum steht bei einem Stoffmengenverhältnis von Fe:P $<10:1$ nicht genügend Eisen für die Festlegung in Phosphorverbindungen zur Verfügung.

In carbonathaltigen Böden muss die Bildung von schwer löslichen Ca-Phosphaten berücksichtigt werden.

Die mit der Reduktion des Fe^{3+} zu dem löslichen Fe^{2+} verbundene Rücklösung der (Hydr)Oxide/Oxidhydrate führt ebenfalls zu einer Freisetzung der an diese Verbindungen festgelegten Elemente, wie beispielsweise *Phosphor*. Die Mobilisierung von Phosphor kann in Böden mit hohen Gehalten an solchen aktiven (Hydr)Oxiden/Oxidhydraten unter anaeroben Milieubedingungen besonders hoch sein. Die Löslichkeit von Phosphor nimmt daher unter reduzierenden Bedingungen zu, obwohl Phosphor selbst nicht direkt durch Änderungen des Redoxpotenzials beeinflusst wird.

Das Wissen über die Gesamt-Phosphor-Gehalte ist nicht ausreichend, um das potenziell ökologische Risiko des Austrages zu prognostizieren. Das Mobilisierungspotenzial ist weniger von dem Gesamt-Phosphor-Gehalt abhängig, sondern die durch chemische und biologische Prozesse mobilisierbaren Phosphor-Bindungsformen sind entscheidend (z.B. Hupfer 1995, Gibson 1997, Mitsch & Gosselink 2000). Verschiedene Methoden zur Bestimmung der Phosphor-Fractionen im Boden sind vorgeschlagen und angewendet worden (u.a. Bowman & Cole 1978, Chang & Jackson 1957, 1958, Hedley et al. 1982, Psenner et al. 1984, Tiessen & Moir 1993) und sollen in diesem Zusammenhang nicht diskutiert werden.

Aus Böden mit einem höheren Gehalt an Gesamt-Phosphor werden größere Mengen an verfügbarem Phosphor extrahiert (Pagel et al. 1982), so dass es ein stärkeres Potenzial für die Freisetzung von Phosphor geben könnte (McDowell & Sharpley 2003). Über derzeit ablaufende

² zitiert in Lookman et al. (1995b)

Verlagerungsprozesse oder Veränderungen in den Phosphor-Bindungsformen können selbst Betrachtungen zur zeitlichen Veränderung des Gesamt-Phosphor-Gehaltes keine Aussagen entnommen werden (Tischner 2000).

Im anaeroben Milieu erfolgt weiterhin ein mikrobieller Torfabbau, wenn auch eingeschränkt, der eine Freisetzung organisch gebundenen Phosphors verursacht. Als Elektronenakzeptor dient dafür Sulfat, wenn es in großen Mengen vorhanden ist, das reduziert und mit Fe^{2+} wiederum gefällt wird.

Der *Schwefelkreislauf* steht im engen Zusammenhang mit den Umsetzungsprozessen anderer Elemente. So dient Schwefel bei der mikrobiellen Torfzersetzung als Elektronenakzeptor, wobei Sulfate zu Sulfiden reduziert werden (Howarth & Stewart 1992). Sulfatreduktion findet bei neutralen pH-Werten mit den höchsten Raten statt (Goldhaber & Kaplan 1974, Koppisch 2001). Zusammen mit löslichem Fe^{2+} bildet Sulfid schwer lösliche Eisensulfide, von denen der Pyrit (FeS_2) der bekannteste Vertreter ist. Die Fähigkeit des Eisens, Phosphor durch Sorption an der aeroben Phasengrenze festzulegen, ist dann nicht mehr gegeben, womit die Sulfide die Verfügbarkeit von Phosphor indirekt kontrollieren. Als Ergebnis der Metallsulfid-Fällung bleibt, was vorteilhaft ist, die Konzentration an für Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln toxischem Sulfid im Boden gering. Andererseits ist die Verfügbarkeit bestimmter Spurenelemente (z.B. Cu, Zn) für höhere Pflanzen dadurch herabgesetzt.

Da organische Substanz einen stark reduktiven Effekt besitzt, hat sie in Wechselwirkung mit den anderen Stoffkreisläufen als Elektronenakzeptor eine große Bedeutung.

Die wesentlichsten Pools des *Kohlenstoffs* sind der DIC, der DOC und der POC (particulate organic carbon). Der gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC – dissolved inorganic carbon) mit seinen Spezies CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} unterliegt den Gesetzmäßigkeiten des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts.

Quellen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC – dissolved organic carbon) sind die Exkretion durch lebende Organismen, die Autolyse und der mikrobielle Abbau abgestorbener Organismen sowie allochthoner Eintrag (Lampert & Sommer 1993). DOC ist ein Gemisch verschiedener Substanzen, dessen quantitative Zusammensetzung nicht vollständig aufgeklärt ist.

Mikroorganismen nutzen gelösten organischen Kohlenstoff als Kohlenstoff- und Energiequelle. Unter anaeroben Bedingungen ist in Abwesenheit von Sulfat die Methanogenese der dominierende Prozess beim Abbau organischer Substanz (Cook & Kelly 1992, Giblin & Wieder 1992).

Die Freisetzung von DOC ist durch Mikroorganismenaktivität und durch die Qualität der organischen Substanz gesteuert. Obwohl stärker humifizierte Torfe eine größere spezifische Oberfläche und damit eine bessere Angriffsmöglichkeit für Mikroorganismen besitzen, bestehen diese aus schwer abbaubaren Substanzen, so dass das zu einer Begrenzung des Nahrungsangebotes für Mikroorganismen und daher geringeren DOC-Konzentrationen führt. Hohe DOC-Konzentrationen sind vermutlich in einer N-Limitierung der Mikroorganismen begründet.

Die landwirtschaftliche Nutzung der Moore resultiert in einer Zunahme von leicht zersetzbaren, organischen Verbindungen. Höhere Wasserstände, wie sie z.B. durch Wiedervernässungen

hervorgerufen werden, mobilisieren diese akkumulierten und wasserlöslichen organischen Verbindungen. Zudem nimmt der Pool an leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen durch das Absterben mikrobieller Biomasse bei anhaltend hohen Wasserständen zu, so dass die DOC-Freisetzung verstärkt wird. Ein stimulierender Einfluss von Wiedervernässung auf die DOC-Freisetzung wurde bisher von mehreren Autoren beschrieben (u.a. Glatzel et al. 2003, Kalbitz et al. 2000).

2.3 Methoden

2.3.1 Untersuchungsfläche

Seit 1996 wird eine ca. 8 ha große Pilotfläche im Randow-Welse-Bruch während der Vegetationsperiode mit Zusatzwasser wieder vernässt. Die Einrichtung der Untersuchungsfläche ist detailliert bei Balla et al. (2004), Dannowski & Balla (2004) sowie bei Succow et al. (1999) und Wichtmann & Timmermann (2001) beschrieben. Ab dem Jahr 2000 sollte zur Stützung des Landschaftswasserhaushaltes gereinigtes Abwasser während der Vegetationsperiode Verwendung finden. Wie Balla et al. (2004) darlegen, nahm die Erteilung der wasserwirtschaftlichen Genehmigung einen Großteil der Projektlaufzeit in Anspruch, so dass Abwasser zur Wiedervernässung nur im Zeitraum vom 27.8.2002 bis 30.10.2002 zur Anwendung kommen konnte.

Das detaillierte und erweiterte Monitoring basiert auf umfangreichen hydrologischen und bodenkundlichen Untersuchungen, die seit 1995 durchgeführt wurden (Gensior & Zeitz 1999). Allerdings wurden im Jahr 2000 nach Reaktivierung und Instandsetzung vorhandener Messplätze und Messeinrichtungen neue Messstationen (siehe Abbildung 2.3) eingerichtet, um die Untersuchungen vor allem im schilfbewachsenen Teil der Versuchsfläche weiter auszudehnen und um größere vertikale Stoffprofile durch Zusammenführung der Messeinrichtungen der Humboldt-Universität zu Berlin (Saugkerzen) und des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (tiefengestaffelte Grundwassergütepegel, siehe Balla et al. (2004)) aufnehmen zu können.

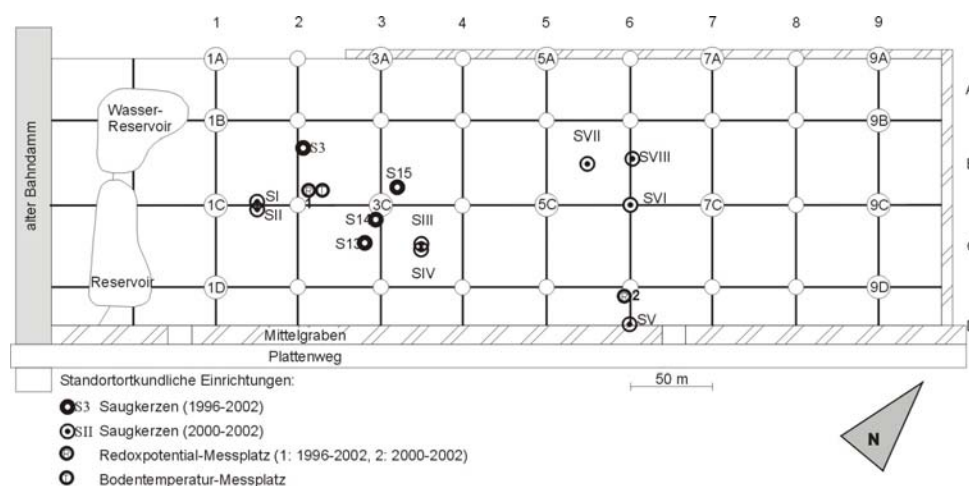


Figure 2.3: Location of the measuring equipment at the rewetted study site near Biesenbrow.

Eine umfassende standortkundliche Untersuchung der Fläche wurde von Gensior & Zeitz (1999) durchgeführt. Aus diesem Grund erfolgte im Jahr 2000 nur eine ergänzende Kartierung während der Beprobung der Bodenhorizonte nach der derzeit gültigen Kartieranleitung KA 4 (AG Boden 1994).

2.3.2 Probenahme und Analyse

Jeweils im Juni der Untersuchungsjahre 2000-2002 wurden Bodenproben in unmittelbarer Nähe zu den Saugkerzen horizontbezogen gewonnen. Entsprechend der Gliederung der Bodenprofile ergab sich jeweils ein Umfang von 58-60 Stechzylinderproben sowie 62 gestörten Bodenproben. Die variierenden Tiefen und Mächtigkeiten der Horizonte in Abhängigkeit von Geo- und Pedogenese wurden bei der Beprobung berücksichtigt.

Die gestörten Bodenproben wurden luftgetrocknet und in Achatmøhlen analysenfein, d. h. auf eine Korngröße $<125\text{ }\mu\text{m}$, aufbereitet. Dann wurden nachstehende chemische Parameter folgendermaßen analysiert:

Fe, P	Königswasseraufschluss VDLUFA A 2.4.3.1, ICP, DIONEX
Oxalatlösliche Gehalte	Ammoniumoxalat-Extraktion nach Schwertmann (1964)
Fe _{ox} , Al _{ox}	AAS 4100, Perkin Elmer
P _{ox}	Bestimmung nach Aufschluss mit H ₂ O ₂ entsprechend Murphy & Riley (1962) am UV/VIS Spectrometer Lambda 2S, Perkin Elmer
C _t , S _t	Elementaranalyse LECO C-N-S Analyzer 2000
CaCO ₃	DIN 19684-05 (Scheibler)

Mit Hilfe der im Stechzylinder gewonnenen, ungestörten Bodenproben wurden die folgenden physikalischen Kennwerte ermittelt:

Trockenrohdichte	DIN 19683-12
Glührückstand	DIN 19684-03
Substanzvolumen	DIN 19683-14

Im Zeitraum von August 2000 bis Oktober 2002 wurden monatlich Bodenlösungen aus 48 Saugkerzen (Saugkerzenkörper aus V4A-Stahl mit mittlerer Porung von $1,7\text{ }\mu\text{m}$) durch Anlegen eines Argongas-Überdruckes zur Analyse entnommen. Eine Saugkerzenstation mit vier Saugkerzen ermöglicht die Beprobung der Bodenlösung und des oberflächennahen Grundwassers in den Tiefen 20, 45, 75 und 125 cm. Die Ermittlung des pH-Wertes erfolgte sofort nach der Probenahme. Die Proben wurden anschließend geteilt, angesäuert (für Fe) und in Polycarbonat-Filtrationsgeräten (Fa. Sartorius) durch Membranfilter der Porung $0,45\text{ }\mu\text{m}$ filtriert. Durch Gefrierlagerung ($-18\text{ }^{\circ}\text{C}$) wurden die Proben bis zur chemischen Analyse konserviert. Die Parameter wurden entsprechend der nachfolgend aufgeführten Methoden analysiert:

Fe	AAS
SRP	DIN 405-11/1(Molybdatblau)
SO ₄	ICP, DIONEX

DOC	TOC/ DOC-Analysator, Shimadzu
pH-Wert	DIN 38404-5

Für das Grundwassermonitoring in 2, 4 und 6 m wurden tiefengestaffelte Grundwasserrohre mehrfach beprobt und entsprechend der Lösungen aus den Saugkerzen analysiert (Balla et al. 2004).

Nach Ende der Vegetationszeit wurden jährlich im Dezember 2000-2002 zwei Pflanzenproben auf einer Fläche von je 0,25 m² im Rasterfeld 3C-3D-4D-4C (vgl. Abbildung 2.3) entnommen. Die Schilfproben wurden mindestens zwei Tage bei 60°C getrocknet, die oberirdische Biomasse ermittelt, gemahlen und folgendermaßen untersucht:

C, N, S	Elementaranalyse LECO C-N-S Analyzer 2000
Mg, P, Ca, K, Fe	Königswasseraufschluss, ICP, DIONEX

Die Messungen der Redoxpotenziale mittels fest installierter Platin-Einstabmessketten (PT4805-DPA-SC-S8/120, Fa. Mettler Toledo) erfolgten zwei- bis viermal wöchentlich in den Tiefen 20 cm (fünf Elektroden), 45 cm (vier Elektroden), 75 cm (drei Elektroden) und 125 cm (vier Elektroden) mit dem pH/Eh-Messgerät „pH 320/Set“ (Fa. WTW). Tägliche mittlere Werte wurden aus den Einzelmessungen je Tiefe ermittelt.

Die zur Umrechnung des Redoxpotenzials erforderliche Bodentemperatur wurde kontinuierlich in 20, 45, 75 und 125 cm Tiefe mit den Messfühlern TFK 325 (Fa. WTW) erhoben.

2.3.3 Statistische Analyse

Alle statistischen Analysen wurden mit der Software STATGRAPHICS *Plus* 4.1 durchgeführt. Für Tests der Lageparameter zum Vergleich von Stichproben wurden in Abhängigkeit der gegebenen Voraussetzungen, Normalverteilung und Varianzhomogenität, t-Test (beide Voraussetzungen erfüllt) oder die Alternativtests approximativer t-Test (Normalverteilung als Voraussetzung) und Wilcoxon-Test (alle Voraussetzungen verletzt) verwendet. Es wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 5\%$ vorgegeben, die nachfolgend nur aufgeführt wird, wenn ein geringeres α verwendet wurde.

Die Stichprobe erfüllte die Voraussetzung der Normalverteilung, wenn unter Wahl von $\alpha = 10\%$ die Nullhypothese im Kolmogorov-Smirnov-Test, Shapiro-Wilk-Test und Test auf Schiefe und Exzess bestätigt werden konnte. Die Varianzhomogenität wurde mittels F-Test ($\alpha = 10\%$) überprüft.

Waren die Annahmen bezüglich Normalverteilung und Gleichheit der Varianzen nicht erfüllt, sollte durch eine Transformation der Werte versucht werden, dass die transformierten Werte die Bedingungen erfüllen. Jedoch waren die Feststellung geeigneter normalisierender und varianzstabilisierender Transformationen in den speziellen Fällen zu schwierig, so dass auf die zuvor genannten Alternativtests ausgewichen werden musste.

2.4 Ergebnisse und Diskussion

2.4.1 Bodenentwicklung und bodenphysikalische Eigenschaften

Im Untersuchungsgebiet sind Schilf- bzw. Schilf-/Seggentorfe vorherrschend, die im oberflächennahen Bereich stark zersetzt sind. Der Moorkörper wird hauptsächlich von Torfen gebildet, der auf Grund eines Überstaus in der Entstehungsphase mit Mudden durchsetzt bzw. unterlagert ist. Fein- bis mittelsandiger Talsand bildet den mineralischen Untergrund. Im Übergangsbereich zu den Torfen und Mudden ist er schluff- und tonhaltig. Größere Tiefenbereiche, wie niedergebrachte Bohrungen bis in maximal 26 m Tiefe zeigen, sind aus Sanden und Kiesen aufgebaut (Dannowski & Balla 2004).

Die Moormächtigkeit an Hand der Untersuchungsprofile (12 Bohrpunkte) ist nach AG Boden (1994) als flach bis mittel (<12 dm) einzustufen, was die Kartierungsergebnisse der gesamten Untersuchungsfläche im Raster von 50 x 50 m im Jahr 1995 bestätigen (Zeititz & Lehrkamp 1995). Standortkundliche Untersuchungen aus den Jahren 1962/1964 dokumentieren die Moormächtigkeit mit überwiegend tief- bis sehr tiefgründig (Lehrkamp 1987). Daraus wird ersichtlich, dass es im zeitlichen Verlauf, bedingt durch landwirtschaftliche Nutzung und einhergehende Entwässerung, zur Sackung und Schrumpfung des Torfkörpers und zum Torfschwund durch Mineralisation gekommen ist. Anthropogene Veränderungen und die damit in Zusammenhang stehende Pedogenese im Randow-Welse-Bruch werden bei Lehrkamp (1987, 1989), Zeititz (2001) und Zeititz & Lehrkamp (2003) ausführlich dargestellt. Auf Grund dieser ehemaligen intensiven Nutzung ist der Torfkörper in Horizonte gegliedert, was in

Abbildung 2.4 schematisch wiedergegeben ist. Die Tiefen und Abfolgen der Horizonte (vor allem bei nicht existentem Fr) auf der Untersuchungsfläche verändern sich auf Grund der Bodenheterogenität, so dass Abbildung 2.4 auf mittleren Mächtigkeiten basiert. Die Differenzierung der organischen Horizonte in den Oberbodenhorizont Vermulmungshorizont (nHm) sowie die beiden Unterbodenhorizonte Aggregierungs- (nHa) und Torfschrumpfungshorizont (nHt) kann dabei als Abfolge zunehmender Bodenentwicklung und Degradierung interpretiert werden. Diese Horizonte sind von pedogen unveränderten Torfen (nHr) unterlagert, die sich in ständig wassererfüllten Tiefen befinden. Mudden (Fr) bilden den Übergang zum mineralischen Talboden (Gr).

Die Horizontabfolge verursacht unterschiedliche physikalische und chemische Parameter, so dass bei einer Beprobung die Ausbildung der Horizonte unbedingt beachtet werden muss.

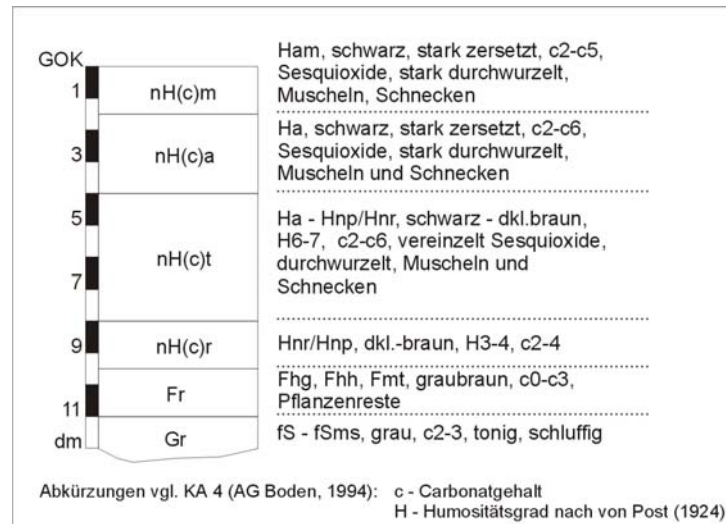


Figure 2.4: Pedogenetic modified fen soil of the study site near Biesenbrow.

Abbildung 2.4 gibt zusätzlich einen Überblick zu den Substraten und charakterisiert diese kurz. Auf Grund vorangegangener Kartierungen (Gensior & Zeitz 1999) wurde der Oberbodenhorizont bis in 1,5 dm Tiefe als vermullter Torf eingestuft. Während die Substrate bis in ca. 8 dm von starker bis mittlerer Zersetzung sind ($H > 6$), ist der Seggen-/Schilftorf (Hnr/Hnp) nur schwach humifiziert ($H 3-4$). Die Carbonatgehalte (Abbildung 2.4 und Tabelle 2.3) der Torfe weisen breite Spannweiten von carbonatarm bis carbonatreich auf und grenzen sich darin den Mudden (Fhg, Fhh, Fmt) gegenüber ab, die zumeist geringere Carbonat-Gehalte aufweisen (carbonatfrei bis carbonathaltig). Sesquioxidanreicherungen sind in allen Torfsubstraten zu finden.

Entsprechend der KA 4 (AG Boden 1994) ist die Untersuchungsfläche dem Bodensubtyp Mursch-(Norm-)Niedermoor zuzuordnen. Substrattyp ist Torf über tiefer Mudde (og-Hn//og-F).

Wesentliche bodenphysikalische Kennwerte haben sich durch die Entstehung neuer Bodenhorizonte als Ausdruck der Pedogenese verändert. Ein Vergleich der Eigenschaften des Vermulungshorizontes und tieferer Horizonte (Torfschrumpfungshorizont, ständig wassererfüllter Torfhorizont) verdeutlicht eine Zunahme der Trockenrohdichte um 70-90%, des Glührückstandes um 20-60% und des Substanzvolumen um 60-90% in dem pedogenetisch am stärksten veränderten Oberbodenhorizont (nHm).

Die sekundäre Bodenentwicklung infolge Abkopplung vom hydraulischen Regime führte zu offensichtlich irreversiblen Veränderungen physikalischer Parameter in den einzelnen Horizonten, was die in Tabelle 2.1 dargestellten Ergebnisse aus verschiedenen Untersuchungsjahren repräsentieren. Die Trockenrohdichte ist infolge der Bodenentwicklung in den oberen Profilabschnitten mit mittleren $0,39-0,46 \text{ g cm}^{-3}$ größer als in den beiden darunter folgenden Torfhorizonten ($0,16-0,26 \text{ g cm}^{-3}$). Insgesamt betrachtet heben sich die Trockenrohdichten der organischen Horizonte deutlich von dem darunter liegenden subhydrischen und mineralischen Horizont ab. Bei Gegenüberstellung der Ergebnisse unterschiedlicher Untersuchungsjahre (Tabelle 2.1) werden weder statistisch signifikante Änderungen noch Trends offensichtlich. Dies bestätigt sich ebenfalls bei einem Vergleich der physikalischen Parameter, die vor der Wiedervernässung (Gensior & Zeitz 1999) gewonnen wurden. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass 1996

eine Beprobung des Bodens in definierten Tiefen vorgenommen und die verschiedenen Horizontmächtigkeiten teilweise nicht berücksichtigt wurden. Da beispielsweise die Mächtigkeit der Mudde stark schwankt, ist es nicht möglich, die Probe der Tiefe 6,5-8,5 dm eindeutig einem Horizont zu zuordnen.

Unterschiede in den physikalischen Kennwerten zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren (Tabelle 2.1) sind in der räumlichen Heterogenität der Untersuchungsfläche (hohe Standardabweichung respektive hoher Variationskoeffizient) begründet.

Table 2.1: Selected soil physical parameters with mean (\bar{x}) and coefficient of variation ($s_{\%}$) of the study site near Biesenbrow in different years of investigation (n – number of samples, n.b. – not determined).

Horizont	n		Trockenrohdichte			Glührückstand		Substanzvolumen	
			[g cm ⁻³]			[Gew.-%]		[Vol.-%]	
			2000	2001	2002	2000	2001	2000	2001
nHm	12	\bar{x}	0,46	0,45	0,44	62,3	61,6	23,2	22,7
		$s_{\%}$	21,2	18,4	23,7	14,1	14,5	16,8	14,0
nHa	16	\bar{x}	0,45	0,39	0,46	53,3	50,5	23,0	20,2
		$s_{\%}$	34,8	41,6	23,0	34,0	38,3	26,2	30,2
nHt	11	\bar{x}	0,25	0,26	0,25	37,5	47,8	14,2	14,1
		$s_{\%}$	34,5	27,2	39,7	44,2	34,7	26,5	18,1
nHr	4	\bar{x}	0,26	0,22	0,16	47,7	51,1	13,9	11,7
		$s_{\%}$	38,6	12,0	5,9	41,5	47,4	27,8	19,0
Fr	13	\bar{x}	0,64	0,70	0,64	82,7	84,0	27,2	29,4
		$s_{\%}$	35,8	27,0	50,6	10,9	15,5	29,8	22,0
Gr	4	\bar{x}	n.b.	0,91	0,80	n.b.	92,6	n.b.	36,5
		$s_{\%}$		10,9	8,0		3,0		9,0

Infolge der Pedogenese, die eine Abnahme der organischen Substanz durch Mineralisation und damit eine relative Anreicherung des Mineralgehaltes bedingt, erhöhten sich in den Horizonten nHm und nHa die Glührückstände auf ca. 50-60%, während die darunter liegenden Torfe bei ungefähr 40-50% lagen. Die Glührückstände sind als ursprünglich generell ziemlich hoch einzuschätzen, was auf den hydrogenetischen Moortyp (Komplex aus Durchströmungs- und Versumpfungsmoor) zurückzuführen sein dürfte. Infolge der Wiedervernässungsmaßnahme veränderte sich diese Kenngröße nicht, wie Tabelle 2.1 zeigt.

Mit dem Anstieg der Trockenrohdichte geht die Zunahme des Substanzvolumens einher. Die Lagerungsdichte in Form des Substanzvolumens ist sowohl für die Torfe des nHm und nHa mit 20-23%, als auch für die Torfe des nHt und nHr mit 12-14% nach der KA 4 (AG Boden 1994) als dicht einzustufen, da die Substanzvolumina sehr groß sind.

Fazit: Die Untersuchungsergebnisse bestätigen die allgemeine Annahme der weitgehend irreversiblen Veränderung bodenphysikalischer Kennwerte und der irreversiblen Formation der Horizonte auf Grund der Bodenentwicklung durch vorangegangene Entwässerungen (u.a. Blankenburg et al. 2001, Hennings 1996, Sauerbrey & Schmidt 1993, Schmidt 1995). Über einen Zeitraum von sechs Jahren ist es während der Wiedervernässung der Niedermoorfläche in Biesenbrow zu keiner Modifizierung der hier aufgezeigten bodenphysikalischen Parameter gekommen.

2.4.2 Redoxpotenzial

Abbildung 2.5 gibt einen Überblick zur Beschaffenheit der Redoxpotenziale über den gesamten Untersuchungszeitraum, wobei Kennwerte der Verteilungen wiedergegeben sind. Die Tiefe von

20 cm repräsentiert den stark zersetzten oberen Torfhorizont. Dem aggregierten Torfhorizonten entspricht die Tiefe von ca. 45 cm. In 75 cm Tiefe werden die Horizonte nHt und nHr erfasst, während die größte Messtiefe (125 cm) die mineralischen Horizonte kennzeichnet.

Die erfassten Redoxpotenziale sind das Ergebnis vieler einzeln ablaufender Redoxreaktionen und stellen Mischpotenziale dar, so dass nur eine semi-quantitative Aussage zulässig ist. Alle Redoxpotenziale befinden sich innerhalb der Reduktionssequenz (Abbildung 2.2) in den Bereichen von Fe^{3+} -, Sulfatreduktion und Methanbildung (Mitsch & Gosselink 2000, Scheffer & Schachtschabel 2002). Dabei liegen die Werte der oberflächennäheren Messtiefen zumeist unter denen der Tiefen 75 und 125 cm, die auch in Zeiten der Entwässerung noch grundwasserbeeinflusst waren (vgl. Gensior & Zeitz 1999). So zeigen beispielsweise die Redoxpotenziale in 75 cm Tiefe keine statistisch signifikante Änderung (Wilcoxon-Test) gegenüber den von Gensior & Zeitz (1999) in den ersten 28 Monaten nach der Wiedervernässung der Fläche erfassten Redoxpotenzialen in dieser Tiefe an. Auf Grund der Wiedervernässung sind aktuell für alle vier Messtiefen konstant anaerobe Verhältnisse nachzuweisen, was Redoxpotenziale von -93 mV in 125 cm Tiefe bis zu -148 mV in 20 cm Tiefe (jeweils Median) verdeutlichen.

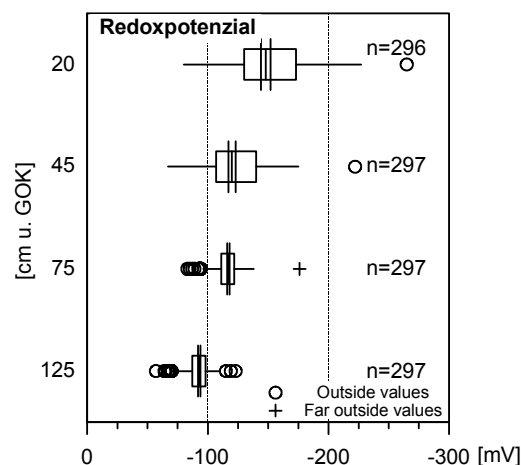


Figure 2.5: Frequency distribution of the redox potentials along several depths of the rewetted study site near Biesenbrow (u. GOK – below surface, n – number) (illustration – applies also to Figure 2.8: quartile – box limit, median – line within the box, notch – lines).

Die Variationsbreiten der Redoxpotenziale sind in den beiden oberen Messtiefen größer als in den tiefer liegenden. Löst man die Boxplot-Darstellung (Abbildung 2.5) in eine zeitliche Darstellung der täglichen mittleren Redoxpotenziale (Abbildung 2.6) auf, wird ersichtlich, dass die Kurvenverläufe vor allem in 20 cm Tiefe, aber auch in einer Tiefe von 45 cm saisonalen Trends mit geringeren Redoxpotenzialen innerhalb der wärmeren Perioden (Mai bis November mit einer Bodentemperatur $>10^{\circ}\text{C}$) unterliegen. Das ist möglicherweise Folge der stärkeren mikrobiellen Aktivität. Organische Substanz besitzt einen stark reduktiven Effekt. Auch Fiedler (1997) konnte eine Abnahme der Redoxpotenziale bei steigenden Temperaturen beobachten und begründete das mit verstärkter biologischer Aktivität während dieser Zeit.

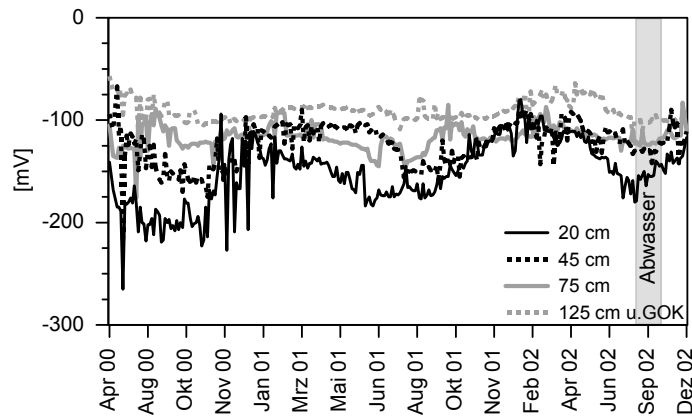


Figure 2.6: Seasonal variation of the redox potentials of the rewetted study site near Biesenbrow (daily means).

Eine potenzialerhöhende Wirkung von *Phragmites australis*-Wurzeln, wie sie beispielsweise Flessa (1991) registrierte, wurde nicht beobachtet, da die Redoxelektroden nicht in unmittelbarer Nähe zu Wurzeln platziert waren.

Fazit: Die Redoxpotenziale verdeutlichen unabhängig von der Art des beaufschlagten Zusatzwassers die anaeroben Verhältnisse im Moorkörper und damit eine kontinuierliche Wiedervernässung. Der Jahresverlauf repräsentiert in den oberflächennahen Bereichen die temperaturabhängige mikrobielle Stoffwechselaktivität.

2.4.3 Einfluss der Wiedervernässung auf Umsetzungsprozesse in der Festphase

Eisen

In den Torfhorizonten schwanken die sehr hohen Eisen-Gehalte (Königswasseraufschluss) um ca. 60-100 g kg⁻¹ (Tabelle 2.2). Dabei treten in den Horizonten nHm und nHa die höchsten Gehalte auf, was durch die Bodenentwicklung als Ausdruck der Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung bedingt ist. Durch Oxidation der organischen Substanz war es zu einer relativen Anreicherung anorganischer Verbindungen gekommen (vgl. dazu Glührückstände in Tabelle 2.1).

Auf Grund schwankender Trockenrohdichten der einzelnen Torfhorizonte ist es erforderlich, die Stoffgehalte der Moorböden im Gegensatz zu Mineralböden nicht gewichts- sondern volumenbezogen anzugeben.³ Auf diese Problematik verweisen u.a. Kuntze (1984) und Schweikle (2002). Die relative Anreicherung der mineralischen Komponenten infolge des durch die Mineralisierung hervorgerufenen Abbaus der organischen Substanz drückt sich ebenfalls in den volumenbezogenen Werten für die beiden oberen Horizonte aus, die 30-40 g Fe l⁻¹ gegenüber 10-16 g Fe l⁻¹ für nHt und nHr enthalten.

Bei Erörterung der Auswirkung der Wiedervernässung auf die einzelnen Untersuchungsjahre konnte festgestellt werden, dass sich statistisch signifikante Änderungen mittels Wilcoxon-Test bzw. approximativen t-Test für die einzelnen Torfhorizonte nicht nachweisen lassen. Jedoch ist für

³Wenn z.B. ein gering entwickelter Torfhorizont eine Trockenrohdichte von nur 0,10 g cm⁻³ hat, entsprechen einem gewichtsbezogenen Wert von 30 g kg⁻¹ dem volumenbezogenen Nährstoffgehalt von 3 g l⁻¹. Bei 0,40 g cm⁻³ Trockenrohdichte eines degradierten Torfhorizontes sind es jedoch 12 g l⁻¹.

die Untersuchungsdaten aus den Jahren 2001 und 2002 eine abnehmende Tendenz gegenüber den Eisen-Gehalten aus dem Jahr 2000 festzustellen. Offensichtlicher tritt dies hervor, wenn man die Eisen-Gehalte aus Tabelle 2.2 denen gegenüberstellt, die vor der Wiedervernässung (1996) durch Gensior & Zeitz (1999) bestimmt wurden. Besonders hoch waren die prozentualen Abnahmen im Eisen-Gehalt für die Horizonte nHa bzw. nHt. Seit der Wiedervernässung sank im Jahr 2002 der Eisen-Gehalt in diesen Horizonten um 27% bzw. 40% gegenüber 1996.

25-40% des mit Königswasser extrahierten Eisens in den Torfhorizonten lag im Jahr 2000 in wenig kristallinen, amorphen Substanzen (Fe_{ox} in Tabelle 2.2) vor, die aus der Zeit der Entwässerung der Untersuchungsfläche stammen. Vor der Wiedervernässung im Jahr 1996 betrug der Anteil der oxalat-extrahierbaren Eisen-Fraktion am mit Königswasser extrahierten Eisen für die oberen drei Torfhorizonte zwischen 65% und 75%. Derzeit ablaufende Reduktionsprozesse, wie die geringen Redoxpotenziale in Abbildung 2.5 und Abbildung 2.6 bestätigen, verursachen die Rücklösung amorpher Eisen-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate und die Bildung von mobilem Fe^{2+} .

Nach 46 Monaten Wiedervernässung (1996 versus 2000) ist der prozentuale Anteil von oxalat-extrahierbarem Eisen am Gesamt-Eisen um 25 bis 45% für die Horizonte nHt, nHa und nHm gesunken. Wegen der bereits zuvor angesprochenen Vorgehensweise bei der Probenahme 1996 ist für den Horizont nHr keine Interpretation des oxalat-extrahierbaren Eisen-Gehaltes möglich.

Fazit: Wird das Wassermanagement nicht geändert, findet der Prozess der Rücklösung amorpher Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate infolge der Wiedervernässung künftig auch weiterhin statt. Daher könnte der oxalat-extrahierbare und demzufolge auch der mit Königswasser extrahierbare Eisen-Gehalt in den Torfhorizonten weiterhin sinken, wenn es nicht zu einer sulfidischen Festlegung des Fe^{2+} kommen sollte.

Phosphor

Die mittels Königswasseraufschluss bestimmten Phosphor-Gehalte des Bodens (Tabelle 2.2) mit höheren Gehalten von 1,3-2,0 g kg⁻¹ (0,6-0,9 g l⁻¹) in den beiden oberen Torfhorizonten sind Ausdruck der bereits im Kapitel 2.4.1 angesprochenen Bodenentwicklung. Des weiteren wurde eine Anreicherung in diesen Horizonten im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzung durch Düngung verursacht. Im pedogenetisch am geringsten entwickelten Horizont nHt sowie im nHr-Horizont liegen die Phosphor-Gehalte bei 0,4-0,9 g kg⁻¹ (0,1-0,2 g l⁻¹). Trotz großer räumlicher Heterogenität der Untersuchungsfläche, was sich in hohen Standardabweichungen respektive hohen Variationskoeffizienten ausdrückt, ist für den Untersuchungszeitraum 2000 bis 2002 ein abnehmender Trend im Phosphor-Gehalt für die Torfhorizonte feststellbar, der jedoch statistisch nicht abgesichert werden kann (außer nHt für die Untersuchungsjahre 2000-2001 statistisch signifikant).

Gensior & Zeitz (1999) veröffentlichten Phosphor-Gehalte vor der Wiedervernässung der Untersuchungsfläche 1996. Dabei wurden für die beiden oberen Messtiefen, die den Horizonten nHm und nHa entsprechen, 2,4 und 2,0 g kg⁻¹ und für eine Tiefe von 30-65 cm (umfasst nHt) 0,9 g kg⁻¹ angegeben. Das bedeutet, dass sich von 1996 bis 2002, d. h. nach 70 Monaten

Wiedervernässung der Untersuchungsfläche, der Phosphor-Gehalt für nHm um 29%, für nHa um 35% und nHt um 22% verringerte.

Der Phosphorsättigungsgrad (PSD) für die Torfhorizonte nach Gleichung 2.2 beträgt im Untersuchungsgebiet 13-20%. Mehr als 90% des Gesamt-Phosphors liegen als oxalatlösliches Phosphor vor (keine Darstellung). Verglichen mit dem von van der Zee (1990) angegebenen PSD, ab dem ein Phosphorfreisetzungspotenzial besteht, ist für die Untersuchungsfläche kein Risiko einer erhöhten Phosphormobilisierung abzuleiten. Das korrespondiert mit den molaren Fe:P Verhältnissen (Tabelle 2.2) in allen untersuchten Torfhorizonten, die mindestens 25 überschreiten und woraus sich entsprechend Zak & Gelbrecht (2002) und Gerke & Hermann (1992) kein Potenzial für einen Phosphoraustrag ableitet. Weitergehende Untersuchungen sind jedoch zur Bewertung des Phosphorfreisetzungspotenzials von größter Bedeutung.

Table 2.2: Aqua regia and oxalate extractable ($_{ox}$) iron, aluminium and phosphorus, molar Fe:P ratio in soil of the rewetted study site near Biesenbrow in the specified years of investigation (n – number, x – mean, s% – variation coefficient).

Hori- zont	n		Fe [g kg ⁻¹]			Fe _{ox} [g kg ⁻¹]	□* [%]	Al _{ox} [g kg ⁻¹]	P [g kg ⁻¹]			Fe:P**
			2000	2001	2002	2000	2000	2000	2000	2001	2002	2000
nHm	12	x	98,3	85,0	95,4	37,5	38,2	0,7	2,0	1,8	1,7	26,4
		s%	38,5	44,0	42,6	35,8		39,7	19,4	10,1	21,4	
nHa	16	x	79,6	71,0	73,6	31,9	40,0	0,8	1,6	1,4	1,3	28,2
		s%	47,9	51,6	49,6	42,8		51,6	34,2	43,2	39,8	
nHt	11	x	62,2	56,3	45,7	18,6	30,0	1,2	0,9	0,7	0,7	34,8
		s%	64,1	53,6	48,8	31,9		65,1	59,7	56,4	55,3	
nHr	4	x	66,5	66,6	49,1	16,8	25,3	1,1	0,7	0,4	0,4	62,8
		s%	46,7	23,0	28,7	76,0		55,0	71,2	51,6	25,9	
Fr	13	x	27,2	26,6	28,6	4,0	14,8	0,9	0,4	0,3	0,3	42,0
		s%	32,6	27,5	49,7	40,9		40,1	29,8	31,9	99,7	
Gr	5	x	17,1	11,3	20,3	4,6	26,9	0,7	0,2	0,2	0,3	53,6
		s%	18,4	25,4	109,5	20,8		19,9	40,2	18,6	133,2	

* – prozentualer Anteil von Fe_{ox} an Fe

** – molares Stoffmengenverhältnis Fe [mol kg⁻¹] : P [mol kg⁻¹]

Fazit: Über mehrere Untersuchungsjahre konnten sinkende Phosphor-Gehalte in den Torfhorizonten auf Grund der Wiedervernässung der Pilotanlage Biesenbrow im Randow-Welse-Bruch nachgewiesen werden. Unter den gegebenen Standortbedingungen besteht derzeit kein erhöhtes Phosphorfreisetzungspotenzial, wenn die molaren Fe:P-Verhältnisse zugrunde gelegt werden.

Schwefel

Betrachtet man die Verteilung des Gesamt-Schwefels im Tiefenverlauf in Tabelle 2.3 wird eine Anreicherung im nHr Horizont sehr deutlich. Mit 3,4% (2000) bzw. 4,0% (2002) in diesem Horizont übersteigen sie die Gehalte des nHt-Horizontes um etwa das Dreifache. Die Anreicherung von Gesamt-Schwefel im nHr-Horizont ist vermutlich größtenteils punktförmig anthropogen bedingt (Balla et al. 2004) und andererseits so zu erklären, dass während der Entwässerung organisch gebundener Schwefel aufgrund der Oxidation organischer Substanz freigesetzt und anorganisches Sulfat gebildet wurde, dass bis in den Unterboden verlagert und in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial als Gips oder Sulfid gefällt und angereichert wurde (Gensior et al. 1999). Selbst unter Berücksichtigung unterschiedlicher Trockenrohdichten in den Torfhorizonten ist eine Anreicherung im nHr (8,8 g l⁻¹ für 2000 bzw. 6,5 g l⁻¹ für 2002) zu erkennen, wohingegen außer im

nHt ($2,7 \text{ g l}^{-1}$ resp. $2,8 \text{ g l}^{-1}$) die anderen Horizonte weniger als $1,2 \text{ g l}^{-1}$ Gesamt-Schwefel aufweisen.

Während Gensior et al. (1999) auf Grund der Wiedervernässung für die Gesamt-Schwefel-Gehalte Zunahmen im Unterboden registrierte, aber keine signifikanten Veränderungen im Oberboden feststellen konnte, ist im Untersuchungszeitraum 2000-2002 nur für die Horizonte nHm (Wilcoxon-Test) und nHa (approximativer t-Test) ein statistisch signifikanter Unterschied beobachtet worden. Für die darunter folgenden Horizonte nHt und nHr hat wahrscheinlich nur eine Umverteilung der Schwefelfractionen zugunsten der reduzierten anorganischen Schwefelverbindungen stattgefunden. Da Schwefelwasserstoff organoleptisch schon in geringsten Konzentrationen nachweisbar ist, ergab der charakteristische Geruch von H_2S während der Beprobung der Torfhorizonte keinen Hinweis auf die reduzierte anorganische Schwefelfraktion. Erste Ergebnisse zur Fraktionierung des Schwefels wiesen 13 Monate nach der Wiedervernässung vor allem ab einer Tiefe von 30 cm (d. h. nHt) einen Anstieg reduzierter mineralischer Schwefelverbindungen und keine Modifikation des organisch gebundenen Schwefels nach. Die reduzierten mineralischen Schwefelverbindungen umfassen insbesondere Polysulfide, die überwiegend aus Pyrit-Schwefel bestehen (Regn ry 2003).

Table 2.3: Total sulphur and carbon, organic carbon and carbonate content in soil of the rewetted study site near Biesenbrow in the specified years (n – number, x – mean, s% – variation coefficient).

Horizont	n	S_t [%]				C_t [%]		C_{org} [%]	CaCO_3 [%]
			2000	2002		2000	2002	2000	2000
nHm	12	x	0,17	0,09		18,9	18,1	17,7	10,5
		s%	67,15	54,82		23,2	17,9	27,2	122,4
nHa	16	x	0,26	0,15		24,6	21,4	23,2	11,7
		s%	72,68	50,67		37,6	36,4	43,7	119,9
nHt	11	x	1,09	1,12		32,5	31,4	31,2	10,8
		s%	84,65	85,07		25,7	20,8	32,5	158,3
nHr	4	x	3,39	4,04		26,9	32,7	26,2	5,4
		s%	32,92	44,86		28,9	3,1	30,9	128,9
Fr	13	x	0,97	1,04		7,8	8,3	7,7	0,8
		s%	71,13	69,38		50,8	54,9	51,8	95,3
Gr	5	x	0,51	0,35		3,5	2,2	3,2	3,0
		s%	59,55	69,41		36,9	28,3	47,0	75,0

Fazit: Im Zusammenhang mit anaeroben Redoxbedingungen ist eine differenzierte Untersuchung der Schwefelfractionen notwendig. Die Untersuchungen zum Schwefelhaushalt der Niedermoorfläche bei Biesenbrow stellen eindeutig heraus, dass eine Interpretation ablaufender Prozesse und deren Auswirkungen auf die Verfügbarkeit anderer Elemente allein durch Gesamt-Schwefel-Gehalte nicht möglich ist.

Kohlenstoff

Ein Austrag von Kohlenstoff findet nicht nur in gasförmiger Form, sondern auch über das Grundwasser (HCO_3^- , CO_3^{2-} , DOC) statt. Die Höhe des freigesetzten DOC ist abhängig vom organischen Kohlenstoff-Gehalt im Boden. Unter Berücksichtigung des Karbonat-Gehaltes (Tabelle 2.3) wurde aus dem Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt des Jahres 2000 der Gehalt an organischem Kohlenstoff entsprechend Gleichung 2.3 abgeleitet.

$$\text{C}_{\text{org}} = \text{C}_t - (\text{CaCO}_3 \cdot 0,12) \quad [\%] \quad \text{Gleichung 2.3}$$

Eine Gegenüberstellung von Datenmaterial zum organischen Kohlenstoff aus dem Jahr 2000 und 1996 (Gensior & Zeitz 1999), d. h. vor der Wiedervernässung, zeigt Übereinstimmung an. Sollten sich unterschiedliche DOC-Konzentration ergeben (s. Kapitel 2.4.4), so kann dies nicht auf die Quantität des C_{org} -Gehaltes zurückgeführt werden, sondern muss vielmehr auf der unterschiedlichen Qualität der organischen Kohlenstoffverbindungen beruhen.

Neben den C_{org} -Gehalten waren auch für die Gesamt-Kohlenstoff-Gehalte keine Veränderungen im angegebenen Untersuchungszeitraum in den Horizonten zu erfassen.

2.4.4 Einfluss der Wiedervernässung auf die flüssige Phase

Eisen

Ob eine zuvor angesprochene Rücklösung der Eisen(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate in der Bodenlösung stattfindet, lässt sich anhand Abbildung 2.7 feststellen, in der die Eisen-Konzentrationen in der Bodenlösung in verschiedenen Tiefen seit der Wiedervernässung der Untersuchungsfläche wiedergegeben werden.

Bei Mobilisierung des Eisens wäre ein Anstieg der Eisen-Konzentrationen in der Bodenlösung in allen Untersuchungstiefen über die Zeit zu erwarten. Allerdings konnte in den Tiefen 20 und 45 cm in den Jahren 2000-2002 (d. h. 48-74 Monate nach Start der Wiedervernässungsmaßnahme) keine statistisch signifikante Konzentrationszunahme gegenüber dem Zeitraum 1996-1998 (Monitoring 2-20 Monate nach der Wiedervernässung, Gensior & Zeitz 1999) nachgewiesen werden. Tabelle 2.2 zeigt aber, dass auch in den oberen Tiefenbereichen die Eisen-Gehalte im Boden bis zum Jahr 2002 abnahmen, d. h. Fe^{3+} tatsächlich in Fe^{2+} reduziert und freigesetzt wurde. Ein fehlender Nachweis der Konzentrationsänderung über die Zeit könnte auf die Verlagerung von mobilem Fe^{2+} in größere Tiefen oder auf die Immobilisierung des Fe^{2+} durch die Fällung von schwer löslichen Eisen(II)-sulfiden zurückzuführen sein. Allerdings würde einer Bildung von Eisensulfiden abnehmenden Gesamt-Eisen-Gehalten im Boden widersprechen.

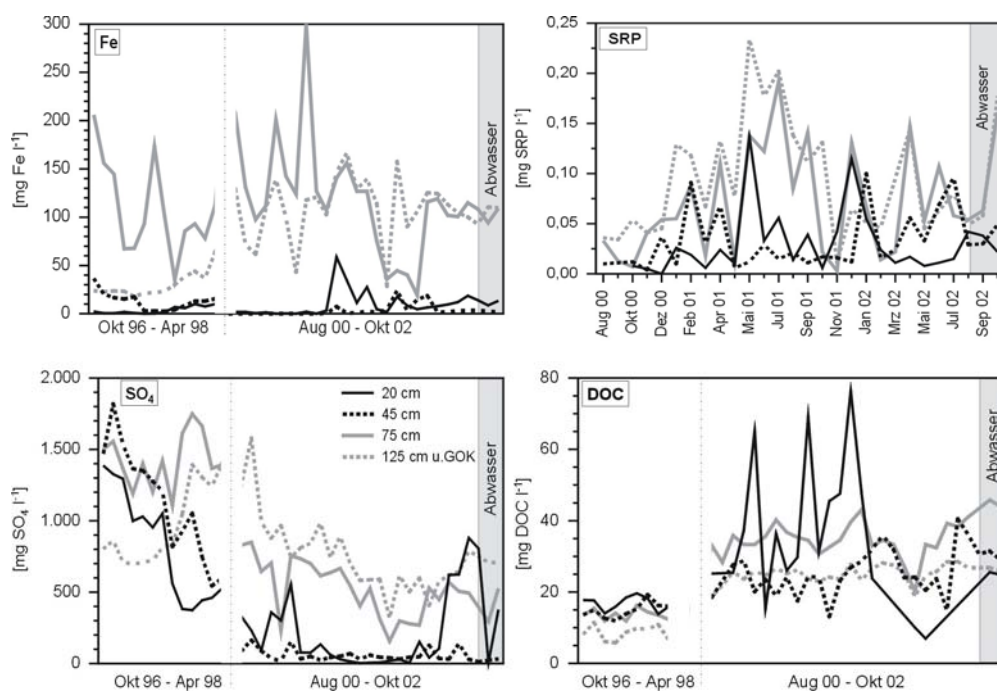


Figure 2.7: Mean concentrations of hydrochemical parameters in four depths of the study site near Biesenbrow over the stated periods.

Eine statistisch signifikante Änderung der Eisen-Konzentrationen im Zeitraum 2000-2002 gegenüber 1996-1998 wurde in den Tiefen 75 und 125 cm (Wilcoxon-Test) festgestellt. Jedoch ist die hohe Variabilität, die in Abbildung 2.8 durch die Häufigkeitsverteilung und deren Kennwerte ersichtlich wird, Ursache dafür, dass eine Modifizierung der Eisen-Konzentrationen in Abbildung 2.7 nicht eindeutig erkennbar wird. Offensichtlicher ist die Zunahme der Eisen-Konzentrationen in 125 cm Tiefe für den Untersuchungszeitraum 2000-2002.

Fazit: Die Analyse der Eisen-Konzentration in der Bodenlösung bekräftigt die im Kapitel 2.4.3 getroffenen Aussagen, die infolge der Wiedervernässungsmaßnahme auf der Rücklösung von Eisen(III)-(Hydr)Oxiden/Oxidhydraten beruhen. So lange der autochthone Eisenvorrat vorhanden ist, wird Fe^{3+} durch Reduktion zu Fe^{2+} mobilisiert und führt entweder zu Konzentrationserhöhungen in der Bodenlösung oder wird sich als schwer lösliches Eisen(II)-Sulfid im Boden anreichern können.

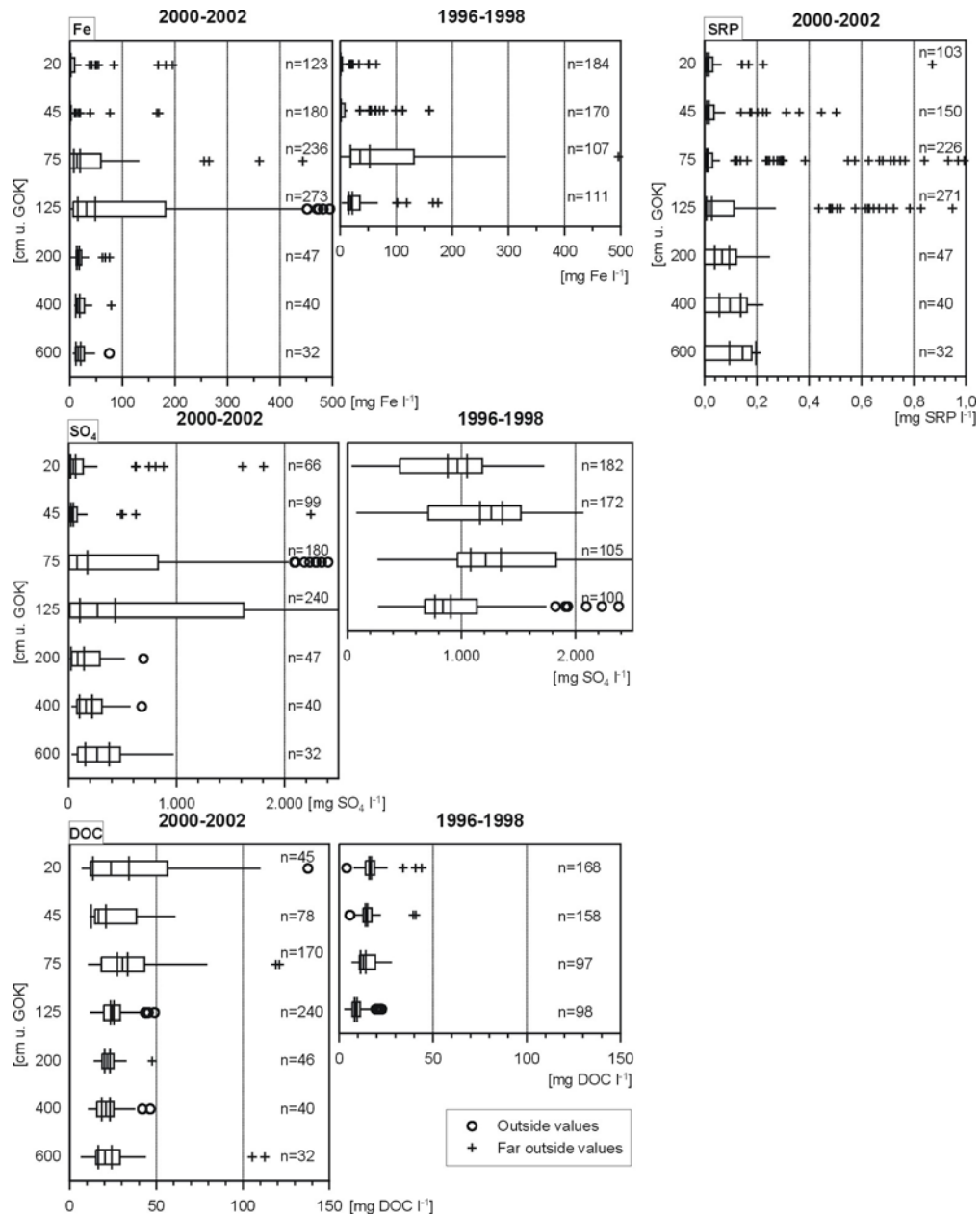


Figure 2.8: Box plots showing Fe, SRP, SO_4 and DOC concentrations obtained from different depths over different periods.

Phosphor

Da Eisen(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate infolge der Wiedervernässung rückgelöst werden, ist ebenfalls mit einer Freisetzung des an sie festgelegten Phosphors zu rechnen.

Nach Betrachtung der in Abbildung 2.7 präsentierten SRP-Konzentrationen kann diese Hypothese bestätigt werden. SRP ist während des gesamten Monitorings in allen Messtiefen nachgewiesen worden. Anders verhielt sich das in den ersten Monaten nach der Wiedervernässung. Gensior & Zeitz (1999) konnten erstmalig auf der Untersuchungsfläche SRP in den Bodenlösungen aus 45, 75 und 125 cm Tiefe nach 13 Monaten Wiedervernässung nachweisen. Ursache ist die allmählich stattfindende Auflösung der amorphen Eisen(III)-Verbindungen und die damit einhergehende Phosphor-Freisetzung, die zu sehr hohen Phosphor-Konzentrationen im Porenwasser von Mooren führen kann. Gelbrecht & Lengsfeld (1998), Lengsfeld (1998) sowie Zak & Gelbrecht (2002) wiesen

Konzentrationen $>10 \text{ mg SRP l}^{-1}$ in wieder vernässten nordostdeutschen Niedermoores nach. Allerdings sind die Konzentrationen im Vergleich zu den SRP-Konzentrationen für die Pilotanlage Biesenbrow sehr gering. Das ist möglicherweise in der Komplexierung durch organische Substanz oder in der Fällung von Ca-Phosphaten begründet, da die Ca-Pufferung der Torfe sehr hoch sein kann (Tabelle 2.3).

Die Maximalwerte für SRP-Konzentrationen liegen bei annähernd 1 mg l^{-1} (in 20, 75 und 125 cm Tiefe), wie Abbildung 2.8 verdeutlicht. Die quantitativen Konzentrationsänderungen sind nicht alle im Einzelnen interpretierbar. Sie werden vom pH-Wert, CaHCO_3 -Gehalt, von leichtlöslicher organischer Substanz, mikrobieller Aktivität und von der Rücklösung der Eisen- und Aluminium-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate sowie vom Redoxpotenzial bestimmt (u.a. Gelbrecht & Koppisch 2001, Koppisch et al. 2001, Reddy & D'Angelo 1994, Scheffer & Schachtschabel 2002, van der Zee & van Riemsdijk 1988).

Fazit: Die Phosphor-Freisetzung muss bei der Wiedervernässung von Niedermoores mit einem hohen Gehalt an amorphen Eisenverbindungen bei geringem Ca-Hydrogencarbonatpuffer für einen gewissen, bisher wissenschaftlich undefinierbaren Zeitraum in Betracht gezogen werden.

Schwefel

Die Sulfat-Konzentrationen in den Bodenlösungen verschiedener Tiefen (Abbildung 2.7 und Abbildung 2.8) veränderten sich im Untersuchungszeitraum 2000-2002 gegenüber dem Monitoring von 1996-1998, was statistisch hoch signifikant ist (Wilcoxon-Test, $\alpha = 0,1\%$). Auf Grund der anaeroben Verhältnisse existiert vermutlich nur noch eine geringe Nachlieferung des anorganischen Schwefels aus der organischen Substanz durch Mikroorganismen. Des weiteren ist die Abnahme der Konzentrationen infolge geringer Redoxpotenziale (vgl. Kapitel 2.4.2) in der Reduktion der Sulfate zu Sulfiden begründet. Wie zuvor erwähnt, findet Sulfatreduktion bei neutralen pH-Werten mit den höchsten Raten statt. Abbildung 2.9 verdeutlicht dazu die schwach sauren bis schwach alkalischen pH-Werte, die sich infolge der Wiedervernässung nicht veränderten.

Höhere Sulfat-Konzentrationen in 75 und 125 cm Tiefe gehen mit höheren Eisen-Konzentrationen in diesen Tiefen einher. Gensior et al. (1998) fanden eine negative Korrelation zwischen beiden Konzentrationen im Untersuchungszeitraum nach Start der Wiedervernässung 1996-1998. Möglicherweise führen höhere Redoxpotenziale in diesen Tiefen nicht zu vollständiger Fällung in Form von Eisensulfid und daher zu höheren Konzentrationen in der Bodenlösung. Zudem ist der Schwefel-Gehalt im Boden in dem Tiefenbereich von 75 cm (d. h. nHt, nHr) sehr hoch (Tabelle 2.3), was in höheren Sulfat-Gehalten begründet sein könnte.

Fazit: Durch anaerobe Verhältnisse infolge der Wiedervernässung der degradierten Niedermoorfläche ist eine Abnahme der Sulfat-Konzentrationen in der Reduktion zu Sulfiden begründet. Zusätzlich wird die Nachlieferungsrate von anorganischem Schwefel aus der organischen Substanz im reduzierten Milieu geringer sein.

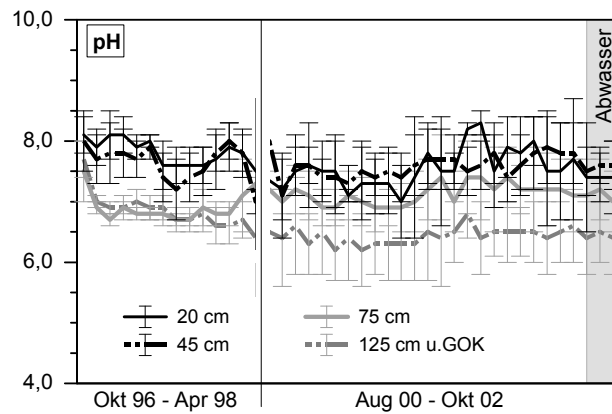


Figure 2.9: Mean pH of the soil solution and standard deviation in four depths of the study site near Biesenbrow from 1996-2002.

Kohlenstoff

Wie im Kapitel 2.2 ausgeführt wurde, ist mit einem Anstieg der DOC-Konzentrationen durch Wiedervernässung zu rechnen. In Abbildung 2.7 und Abbildung 2.8 sind DOC-Konzentrationen in verschiedenen Tiefen seit 1996 dargestellt. Während mittlere DOC-Konzentrationen 1996-1998 in allen vier Tiefen unter 20 mg l^{-1} lagen, ist im Untersuchungszeitraum 2000-2002 ein signifikanter Anstieg (Wilcoxon-Test, $\alpha = 0,1\%$) nachweisbar. Außer in den Bodenlösungen aus 20 cm Tiefe, wo die DOC-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf stark schwankten, lagen die DOC-Konzentrationen 2000-2002 zwischen mittleren 20 und 40 mg l^{-1} . Die erhöhte Freisetzung von DOC, auch 48-74 Monate nach dem Start der Wiedervernässung, ist nach Glatzel et al. (2003) auf die ineffizientere Zersetzung unter anaeroben als unter aeroben Bedingungen zurückzuführen, so dass höhere Anteile an wasserlöslichen intermediären Metaboliten auftreten. Weiterhin wird dort zitiert, dass eine höhere DOC-Freisetzung im anaeroben Milieu in geringerer Adsorption von DOC und langsamerer Umsetzung von freigesetztem DOC in CO_2 begründet ist.

Fazit: Die hohen Wasserstände auf der Fläche verursachten konstant höhere und wahrscheinlich weiterhin ansteigende DOC-Konzentrationen. Aus dem derzeitigen Monitoring ist nicht abschätzbar, wie stark die DOC-Konzentrationen zukünftig ansteigen werden und auf welchem Niveau eine Stabilisierung stattfinden wird.

2.4.5 Einsatz gereinigter Abwässer

Für den nur kurzfristigen Einsatz von gereinigtem Abwasser ist keine Auswirkung auf die Bodenlösung und das oberflächennahe Grundwasser beobachtet worden, wie aus den Stoffkonzentrationen für Fe, SRP, SO_4 und DOC sowie dem pH-Wert in den Bodenlösungen in 20, 45, 75 und 125 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf des Monitorings ersichtlich wird (Abbildung 2.7 und Abbildung 2.9).

Da dem die Eutrophierung fördernden Nährstoff Phosphor eine besondere Bedeutung zukommt, sollten bei fortwährendem Einsatz von gereinigtem Abwasser zur Wiedervernässung von Niedermoores während der Vegetationsperiode die Phosphat-Konzentrationen einem kontinuierlichen Monitoring unterliegen, um mögliche Hinweise auf eine Phosphor-Sättigung des Bodenmaterials zu bekommen, was aus ansteigenden Konzentrationen in der Bodenlösung zu

schlussfolgern wäre. Diese Bewertung wird allerdings erst möglich, nachdem der an die amorphen Eisen(III)-Verbindungen festgelegte Phosphor umfassend freigesetzt wurde. Der zeitliche Umfang dieses Prozesses kann bisher nur abgeschätzt werden (Zeitzyklus & Velty 2002).

Karjalainen et al. (2003) wiesen nach, dass Pflanzenklärbeete (constructed wetlands) mit geringerer Phosphor-Sorptionskapazität ebenfalls als Phosphor-Senke fungieren können, wenn das Abwasser selbst das "wetland" mit Sorbenten versorgt.

Entsprechend Velty et al. (2004b) sollte die Pflanzensubstanz entnommen werden, damit nicht durch den Abbau der Biomasse die Nährstoffe einschließlich des Phosphors freigesetzt und dem Boden bzw. dem Wasser wieder zugeführt werden können. Verschiedene Autoren weisen jedoch darauf hin, dass bei einer Gesamtbilanzierung des Nährstoffentzuges die Pflanzen eine geringe Rolle spielen. Gewöhnlich sind das weniger als 5% des durch ein "constructed wetland" entfernten Phosphors (u.a. Brix 1994, Geller 1997, Vymazal 2002). Dabei sollten allerdings die unterschiedlich hohen Biomasseproduktionen verschiedener Pflanzen sowie die Nährstoffverhältnisse (Limitierung welcher Nährstoffe) und saisonale Einflüsse berücksichtigt werden.

2.4.6 Nährstoffentzüge durch *Phragmites australis*

Zur Charakterisierung des Schilfbestandes wurde die oberirdische Biomasse (Tabelle 2.4) bestimmt, da die Produktivität des Schilfbestandes im Allgemeinen die Trophie des Standortes widerspiegelt. Dabei ergab sich im ersten Untersuchungsjahr mit fast 20 t Trockensubstanz (TS) ha⁻¹ eine sehr hohe oberirdische Biomasse, was jedoch, wie die Ergebnisse der folgenden Jahre verdeutlichen, der Mit-Ernte von Althallen aus vorangegangenen Vegetationsperioden geschuldet sein dürfte. Die geringste oberirdische Biomasse wurde im Untersuchungsjahr 2002 festgestellt. Ursache dürfte ein verhältnismäßig niedriger Wasserstand zu Beginn der Vegetationsperiode 2002 (im Vergleich zu den Vorjahren) sein, der durch Probleme bei der Wasserversorgung auf der Fläche verursacht wurde. So verzögerte sich einerseits die gesamte Entwicklung der Pflanzen, andererseits konnten Auswirkungen auf die Halmdichte und somit auf die Biomasse festgestellt werden (Koppitz & Buddrus 2004).

Zur Ermittlung der mittleren Nährstoffentzüge der Pflanzen der gesamten Untersuchungsfläche wurde eine mittlere oberirdische Biomasse von 14 t TS ha⁻¹ (Koppitz 2004, Koppitz & Buddrus 2004) angenommen. Dabei zeigen sich für die Makronährstoffe, dass bei jährlicher Ernte der Schilfhalm entsprechend den Stoffgehalten in Tabelle 2.4 folgendes Nährstoffpotenzial dauerhaft dem Boden entzogen werden könnte: N – 161 kg (ha a)⁻¹, Ca – 30 kg (ha a)⁻¹, K – 25 kg (ha a)⁻¹, S – 16 kg (ha a)⁻¹, P – 8 kg (ha a)⁻¹ und Mg – 6 kg (ha a)⁻¹.

In Abhängigkeit des Beprobungstermins (Herbst oder Winter) lassen sich unterschiedlich hohe Nährstoffmengen entziehen, denn im Herbst werden die Nährstoffe in die unterirdischen Speicherorgane transloziert und dort gespeichert, die im Frühjahr zum Wachstum der Jungsprosse mobilisiert werden. Das bedeutet einerseits, dass die prozentualen Stoffgehalte im Halm zum Ende des Jahres abnehmen und andererseits durch Biomasseverluste die Nährstofffracht sinkt. Koppitz (2004) sowie Koppitz & Buddrus (2004) geben beispielsweise einen mittleren Entzug des

Schilfkones „Greif A“ auf der Untersuchungsfläche bei Biesenbrow für Stickstoff mit noch $221 \text{ kg (ha a)}^{-1}$ im Jahr 2000, $185 \text{ kg (ha a)}^{-1}$ für 2001 und $216 \text{ kg (ha a)}^{-1}$ für 2002 bei einer Beprobung der oberirdischen Schilfbiomasse im September an.

Table 2.4: Total concentration of the reed clone "Greif A" (mean \bar{x} and variation coefficient $s_{\%}$ out of two sampling).

Parameter/		2000		2001		2002	
Element		\bar{x}	$s_{\%}$	\bar{x}	$s_{\%}$	\bar{x}	$s_{\%}$
Oberirdische Biomasse							
	[t TS ha ⁻¹]	19,5	30,3	7,1	4,7	6,0	12,5
C	[%]	48,2	0,7	49,4	1,7	46,6	1,0
N	[%]	1,0	1,1	1,1	9,5	1,4	11,1
S	[%]	0,1	3,5	0,1	5,2	0,1	21,5
Mg	[g kg ⁻¹]	0,45	9,37	0,47	2,61	0,45	9,67
P	[g kg ⁻¹]	0,63	12,48	0,46	19,32	0,60	20,34
Ca	[g kg ⁻¹]	2,23	11,34	2,40	1,18	2,09	31,13
K	[g kg ⁻¹]	1,49	25,61	1,92	9,75	2,02	16,90
Fe	[g kg ⁻¹]	0,47	6,1	0,51	24,47	0,20	69,83

Bei vollständiger Ernte der gesamten mit Schilf bestandenen Untersuchungsfläche (d. h. ca. 6 ha) im Dezember könnten 964 kg N und 50 kg P durch die oberirdische Biomasse entnommen werden.

Wird der Bewässerung mit gereinigtem kommunalen Abwasser eine Konzentration von ca. $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ Gesamt-Stickstoff und 1 mg l^{-1} Gesamt-Phosphor (Balla et al. 2004) zu Grunde gelegt, so würden durch die Zufuhr von gereinigtem kommunalen Abwasser zur Wiedervernässung der Untersuchungsfläche für eine gesamte Vegetationsperiode (7 Monate, d. h. 214 d) bei einer täglichen Bewässerungsquantität von 20 m^3 (Dannowski & Balla 2004) folgende Stofffrachten auf die gesamte Untersuchungsfläche gelangen: 6 kg mineralischer Stickstoff und 4 kg Gesamt-Phosphor pro Vegetationsperiode.

Eine Gegenüberstellung der Entzüge durch die Pflanzen mit den Nährstofffrachten, die durch eine Bewässerung mit gereinigtem kommunalen Abwasser während der Vegetationsperiode auf die Untersuchungsfläche gelangen könnten, zeigt sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor eine negative Bilanz, wenn tatsächlich die gesamte oberirdische Schilfbiomasse am Ende des Jahres von der Untersuchungsfläche entfernt wird.

Fazit: Der etablierte Schilfbestand auf der Niedermoorfläche bei Biesenbrow benötigt derzeit ein größeres Nährstoffdargebot, als es durch das gereinigte kommunale Abwasser mit seinen Nährstofffrachten bereitgestellt werden könnte, d. h. eine eutrophierungsfördernde Wirkung durch diese alternative Wiedervernässungsmaßnahme ist nicht gegeben.

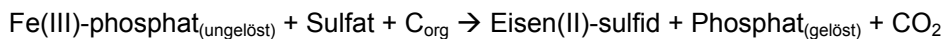
2.5 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen gaben Auskunft über die Auswirkungen einer längerfristigen Wiedervernässung auf die Stoffumsetzungsprozesse im Moorkörper. Während für die untersuchten bodenphysikalischen Kenngrößen infolge der Wiedervernässung keine Änderungen beobachtet werden konnten, haben sich für den Eisen-, Phosphor- und Schwefelpool Modifikationen gezeigt.

Trockenrohdichte, Glührückstand und Substanzvolumen sind durch die der Wiedervernässung vorangegangene Bodenentwicklung irreversibel verändert worden. Deswegen ist für diese Parameter eine jährliche Erfassung im Rahmen eines langfristigen Monitorings zur Auswirkung der Wiedervernässung nicht zwingend notwendig.

Da davon ausgegangen werden kann, dass sich die angesprochenen bodenphysikalischen Kennwerte durch Wiedervernässung nicht verbessern, müssen Planungen zum hydrologischen Management bei künftiger Wiedervernässung von degradierten Niedermoores entweder auf andere physikalische Parameter aufbauen oder mit den aufgezeigten Kenngrößen eine Bewertung auf Basis des Status quo, d. h. der bodenphysikalischen Eigenschaften vor der Wiedervernässung, vorgenommen werden.

Die Eisen-Phosphor-Schwefel-Interaktion ist von hoher ökologischer Bedeutung bei der Wiedervernässung des nordostdeutschen Niedermoores bei Biesenbrow und kann mit der nicht stöchiometrisch formulierten Reaktionsgleichung zusammengefasst werden:



Die Untersuchungsergebnisse belegen unter Berücksichtigung bestimmter, in anderen Studien abgeleitete und publizierte Schwellenwerte der molaren Fe:P Verhältnisse kein erhöhtes Freisetzungspotenzial für Phosphor infolge der Rücklösung amorpher Fe(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate und der damit verbundenen Freisetzung des an diese Verbindungen gebundenen Phosphor unter den gegebenen Standortbedingungen. Zudem unterschreiten die Phosphorsättigungsgrade den in der Literatur zitierten Wert, ab dem ein hohes Phosphorfreisetzungspotenzial besteht. Weiterführende Studien zum Phosphorfreisetzungspotenzial werden jedoch empfohlen.

Bei einem prognostizierten sehr hohen Phosphorfreisetzungspotenzial des Bodens sollten die durch eine Wiedervernässung auftretenden ökologischen Auswirkungen überdacht und eventuell Maßnahmen getroffen werden, die zu einer gezielten Phosphorfestlegung in der wieder vernässten Fläche über einen zu definierenden Zeitraum führen. So lange amorphe Eisenverbindungen mobilisiert werden, wird Phosphor in die Bodenlösung freigesetzt.

Eine differenzierte Untersuchung der Schwefelfractionen ist bei der Wiedervernässung eines Moorkörpers in Betracht zu ziehen, da eine Umverteilung in die reduzierte mineralische Fraktion erfolgt. Bei anschließender Fällung der Sulfide als schwer lösliche Eisensulfide bleiben die Gesamt-Schwefel-Gehalte in den Torfhorizonten konstant, so dass eine Bewertung der Gesamt-Schwefel-Gehalte vor und nach der Wiedervernässungsmaßnahme keine Auskunft zu Umsetzungsprozessen geben kann. Jedoch muss auf die methodischen Schwierigkeiten einer Schwefelfraktionierung hingewiesen werden. Erste laboranalytische Ansätze, die zukünftig modifiziert werden müssen, sind bei Regn ry (2003) zu finden.

Da die Umsetzungsprozesse weiterhin ablaufen und sich nach mehr als 6 Jahren Wiedervernässung kein Gleichgewicht eingestellt hat, sollte eine zukünftige wissenschaftliche Begleitung von Bedeutung sein.

Die Ergebnisse gelten in den Randbedingungen eines mit Stoffen angereichertem, gut gepufferten Systems. Eine Übertragbarkeit ist unter den jeweiligen geochemischen Bedingungen gesondert zu prüfen.

Danksagung

Diese Forschungsarbeit wurde durch das Projekt „Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser – Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung“ der VolkswagenStiftung gefördert. Unser Dank gilt allen Helfern für die zeitintensiven und anstrengenden Gelände- und Laborarbeiten.

3 Iron and Phosphorus Cycling in a Rewetted Fen Soil in NE Germany

Silke Veltz* and Jutta Zeitz

Humboldt University Berlin, Faculty of Agriculture and Horticulture, Institute of Crop Science, Division of Soil Science and Site Science, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin, Germany

* silke.veltz@agrar.hu-berlin.de

Keywords: non-crystalline oxide, peatland, redox potential, restoration

Abstract

In this study soil P and Fe of different peatsoil horizons and pore water concentrations were determined by an intensive monitoring of a long-term rewetted degraded fen site in NE Germany over 6 years to assess if long-term rewetted degraded fen soils still release P. Soil redox potentials smaller than -93 mV (median) indicated constant anaerobic conditions after rewetting. Hence, dissolution of reactive Fe(III) (hydr)oxides led to an increased availability of P which was fixed to Fe(III) before rewetting. Soil solution revealed that the increased concentration of soluble reactive P up to 1 mg L⁻¹ and Fe was associated with a decrease of both soil P to <1.7 g kg⁻¹ and soil Fe contents (by up to 40% compared to data before rewetting). However, even after 6 years of rewetting it was likely that the Fe redox cycle still controls the release of P which might depend on the long-term stability of Fe(III). Although P was released following rewetting of the degraded fen the quantities were not sufficient to cause eutrophication of adjacent water bodies.

3.1 Introduction

Under natural conditions peatlands act as sinks for nutrients and water (Clymo et al. 1995, Mitsch & Gosselink 2000, Succow & Joosten 2001, Laine et al. 2004). Drainage for subsequent agricultural land use has led to a degradation of peatlands, the formation of soil horizons typical for organic soils (Okruszko 1993, Zeitz & Velty 2002), and the loss of their capacity for nutrient retention.

Over the past decade more and more degraded peatlands have been restored. Wetland restoration projects are commonly evaluated by their success in restoring biogeochemical processes (Mitsch & Gosselink 2000, Qualls & Richardson 2000, Hunter & Faulkner 2001, Kratz & Pfadenhauer 2001, Fleck et al. 2004). Rewetting as first stage of peatland restoration influences the redox potential which in turn effects transformation and solubility of nutrients, especially of iron (Fe) and Fe-bound phosphorus (P). Therefore, the redox potential is an important determinant of Fe and P biogeochemical processes and is useful for the interpretation of ecological and pedogenetic processes (e.g. Böttcher & Strebel 1985, Fiedler 1997, Fiedler & Sommer 2004).

The growing attention of P cycling after rewetting of peatlands reflects the increased concern for the quality of surface and shallow groundwater because rewetting might be a source of P under certain conditions and therefore contributes to eutrophication (Vollenweider 1968). The mechanisms controlling the P dynamics and availability within peatlands are still scarcely understood (Kellogg & Bridgham 2003). Some studies demonstrate that drainage and subsequent rewetting of organic soils can increase the P flux into the soil solution (Martin et al. 1996, Olila et al. 1997, Lengsfeld 1998, Koppisch et al. 2001, Gelbrecht et al. 2003, Vasander et al. 2003, Meissner & Leinweber 2004, Rupp et al. 2004, Zak et al. 2004). For example, high P pore water concentrations of up to 14 mg L^{-1} were reported from a rewetted fen site in NE Germany (Zak et al. 2004). However, these high concentrations did not result in an increased P load into adjacent water bodies. For eutrophic fens, Zak et al. (2004) explained it with reference to the molar Fe/P ratio which must be smaller than 3 in order to expect an enhanced P export. On the contrary, Wright et al. (2001) could not find any changes in Al and Fe phosphates 6 months after flooding and therefore suggested that the increased P availability was not controlled geochemically but by biological mechanisms. Microbial P could play a crucial role in P retention vs. release in wetlands (Pant & Reddy 2001). Numerous studies have contributed to the understanding of the complex interactions between biological and geochemical processes that control P cycling. The biogeochemical cycling of P is strongly related to low crystalline ("amorphous") Fe oxides and hydroxides (from now on referred to as (hydr)oxides) in the soil (van der Zee & van Riemsdijk 1988). In wetlands, a larger proportion of total Fe may be reactive than in non-wetlands. Thus, wetlands were considered to be "hot spots" of Fe cycling (Meronigal et al. 2005). The theory which states that mobilisation of phosphate is caused by reduction of Fe(III) (hydr)oxides has long been recognised. Due to the high specific surface area poorly ordered Fe (hydr)oxides have a higher P sorption capacity than the more crystalline forms (Lookman et al. 1995b). Therefore, poorly crystalline or non-crystalline minerals dominate soil P adsorption when they are present in

significant amounts (Wright et al. 2001). Substrates enriched with these forms of Fe act as reservoirs of P by adsorbing excessive P under aerobic conditions and releasing it under anaerobic conditions when Fe(III) is reduced to Fe(II) and mobilised (Eckert et al. 1997, Tunney et al. 1997, Hseu et al. 2000, Mitsch & Gosselink 2000, Koppisch et al. 2001, Pant et al. 2002). Reddy & D'Angelo (1994) propose that the amount of poorly ordered Fe and Al (hydr)oxides in soils is a good indicator of P sorption. Therefore, a mobilisation of P in soils with a high Fe and Al (hydr)oxide content is of special significance (Lookman et al. 1995a, Litaor et al. 2003). Even in more alkaline soils it is believed that P fixing relates more to Fe (hydr)oxides than to CaCO_3 and organic matter content (Ryan et al. 1985, Sharpley 1995, Samadi & Gilkes 1999, McDowell & Condron 2001, Zhou & Li 2001).

The potential of P export can be estimated by means of isotherms (e.g. Sharpley 1995). However, Dutch scientists developed a concept for the degree of P saturation (DPS) in sandy sites which is based on the ratio of P to Fe and Al (all extracted with ammonium oxalate) rather than on time-consuming adsorption isotherms. The DPS may be applied to organic soils as Litaor et al. (2003) suggested from a strong correlation between the DPS estimated from the oxalate extractable P to P sorption maxima from Langmuir isotherms and the DPS estimated from oxalate extractable P, Fe and Al.

The objective of this research was to determine how the restoration of a degraded fen by rewetting affects biogeochemical cycling of Fe and P. In addition, we examined if rewetting increases P in the pore water over time, so that the study site is a potential source of P. Furthermore, we wanted to know if P is still released from the long-term rewetted study site since it has been scarcely discussed how long rewetted fen soils will release P.

3.2 Material and Methods

3.2.1 Study site

The study site (approximately 10 ha) is located in the Randow-Welse-Bruch fen area in northeastern Germany, about 110 km northeast of Berlin (Figure 3.1).

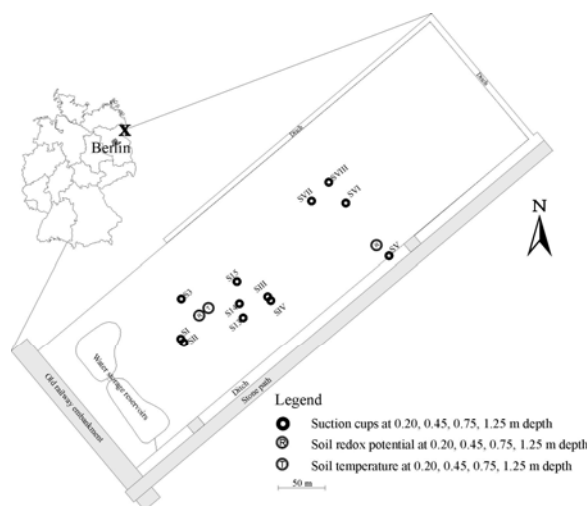


Figure 3.1: Study site (X) in NE Germany with its measuring device.

The area is characterised by an excess of the mean annual evapotranspiration (657 mm) over the annual precipitation (547 mm (1951/80), DVWK 1998). Before the onset of rewetting in 1996 the area had been intensively used for corn production until 1977 and lay farming (two harvests per year) for 18 years until 1995. As a consequence water levels were lowered to 120 cm below surface in the summer months (Lehrkamp 1989). For rewetting, water levels of the surrounding ditches were raised and water of the watercourse was pumped in water storage reservoirs from where it flowed via several pipelines into the study site (downward slope towards NE: 0.22%) over the summer months (see details in Dietrich et al. 1999). Thus, water levels remained at surface or slightly above surface over the entire year. Average water demand amounted to 6.6 mm per day (approximately 113,000 m³ from April-October) over 6 irrigation periods (Dannowski & Balla 2004). To regenerate a peat forming vegetation, reeds (*Phragmites australis*) and sedges (*Carex gracilis*) were planted in 1996 and 1997.

3.2.2 In situ measurements

Platinum (Pt) electrodes (Pt4805-DPA-SC-S8/120, Mettler Toledo) were installed at 0.20, 0.45, 0.75, and 1.25 m depth to monitor the soil redox potential in the field (Figure 3.1). Soil redox potentials were recorded twice to four times per week by manually stabilised readings by a portable pH/E_H meter (pH 320/SET, WTW) over 28 months during 1996-1998 (all data in duplicate apart from triplicate at 0.20 m) and over 31 months during 2000-2002 (all data in quadruplicate apart from quintuplicate at 0.20 m and triplicate at 0.75 m). All data were corrected for the potential of the standard hydrogen electrode. Since the soil pH value was about 7 (Table 3.1) the interpretation of the E_H data was made without pH correction. Replicate values were averaged.

3.2.3 Soil classification, sampling and analysis

The study site was classified according to the standard German guidelines for soil mapping (AG Boden 1994).

At 12 sites soil samples (equal to position of suction cups in Figure 3.1) were collected according to soil horizons to a depth of about 1.3 m, depending on the depth of the mineral horizon. Forty-three soil samples from four different peat soil horizons were analysed for physico-chemical characteristics.

Bulk density was determined using undisturbed soil cores and is given on an oven-dry basis (105°C).

Soil pH was measured electrometrically after 2 h equilibration in 0.01 M CaCl₂ at a soil to solution ratio of 1:2.5 on unsieved, fresh samples.

Other soil analyses were performed using the dried and ground fine fraction (<125 µm).

Total C, N, and S content was analysed using a LECO CNS-2000 elemental analyser.

Carbonate was determined using the Scheibler apparatus where soil carbonates were dissolved with 3 M HCl and the volume of released CO₂ recorded.

Poorly crystalline Fe oxides (Fe_{ox}) were extracted by 0.2 M ammonium oxalate adjusted to pH 3.0 by shaking for 2 h in darkness according to Schwertmann (1964) and the extracted Fe_{ox} analysed by atomic absorption spectroscopy (AAS 4100, Perkin Elmer).

Total Fe and P (excluding siliceous bound Fe and P) were extracted by aqua regia and analysed with an ion chromatograph (Dionex).

3.2.4 Pore water sampling and analysis

Soil water samples were taken at 12 locations at 0.20, 0.45, 0.75 and 1.25 m depth with suction cups (Figure 3.1) made of stainless steel (average pore size: $1.7 \mu\text{m}$) monthly during October 1996–April 1998 and during August 2000–October 2002. Soil solution was collected anaerobically by argon flushing.

Total dissolved Fe was determined on a separate sub-sample after acidification to inhibit oxidation. Iron was determined by atomic sorption spectroscopy (AAS 4100, Perkin Elmer).

The water samples were filtered through a $0.45 \mu\text{m}$ pore diameter membrane filter to discard suspended solids.

Soluble reactive P (SRP) was analysed with the ammonium molybdate colorimetric method according to Murphy & Riley (1962) and determined with the UV/VIS spectrometer Lambda 2S (Perkin Elmer).

All elemental analyses were made in duplicate.

The entire research programme is shown in Figure 3.2.

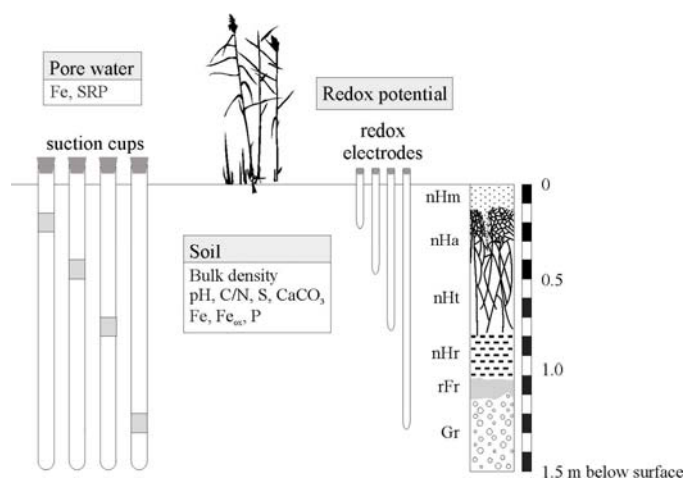


Figure 3.2: Overview of measuring equipment and parameters and the pedogenetic modified fen soil profile of the study site (Horizon labelling according to the standard German guidelines for soil mapping (AG Boden 1994)).

3.2.5 Statistical analysis

Statistical analyses were performed using Statgraphics Plus 4.1 (Statistical Graphics Corp. 1994–1999). Data were analysed with standard ANOVA and regression techniques. Tests for normality were analysed by the Shapiro-Wilk test at the 0.1 probability level. When data were not normally distributed and/or their variances were inhomogeneous significant differences were

determined by the Wilcoxon test or the approximative t-test. Tests of significance were conducted at the 0.05 probability level. Asterisk refers to the probability level of $P < 0.05$.

While expanding the study to include multiple rewetted fens to increase statistical evaluation is costly and difficult and therefore not practical. Only few samples prior to rewetting were taken due to an early start of rewetting within the research project.

3.3 Results and Discussion

3.3.1 Pedogenesis after drainage and rewetting of peatsoil

The fen soil profile (Figure 3.2) shows the progressive pedogenesis of the peatsoil following drainage. Peat consolidation, subsidence, shrinkage, and mineralisation of organic matter took place and led to the formation of several organic soil horizons which was caused largely by the fluctuation of groundwater due to drainage and agricultural land use in the past (Lehrkamp 1987, Okruszko 1993, Sauerbrey & Zeitz 1999, Ilnicki & Zeitz 2003, Okruszko & Ilnicki 2003).

The topsoil horizon was formed by a strongly decomposed peatsoil horizon (nHm) underlain by a segregated structured peatsoil horizon with coarse to fine angular polyhedrons (nHa). Then a peatsoil shrinkage horizon (nHt) and a horizon of reed and sedge derived peat which was not affected by pedogenesis due to its position permanently below the ground water table (nHr) followed. Subsoil consisted of a mud soil horizon (rFr) and a mineral soil horizon made up of fine sands (Gr).

The peatsoil was classified as ombric Histosol (ISSS-ISRIC-FAO 1998).

The bulk density (D_b in Table 3.1) at the nHm and nHa horizons was statistically significantly higher than at the nHt and nHr horizons. The topsoil peat horizons had bulk densities of $>0.40 \text{ Mg m}^{-3}$ whereas the subsoil peat horizons' bulk density was $<0.30 \text{ Mg m}^{-3}$. The higher bulk density in the topsoil was related to the intensive agricultural land use.

3 Iron and Phosphorus Cycling in a Rewetted Fen Soil in NE Germany

38

Table 3.1: Chemical soil properties from peat samples of the study site before (1996) and after rewetting. Values represent means with S.E. in parentheses.

Hori- zon	D_b^{\dagger}		pH	C/N		Total S		CaCO ₃	Fe				Fe _{ox}		P			
	[Mg m ⁻³]					[%]		[%]	[g kg ⁻¹]				[g kg ⁻¹]		[g kg ⁻¹]			
	1996 [‡]	2000 [‡]	2000 [‡]	1996 [‡]	2000 [‡]	1996 [‡]	2000 [‡]	2000 [‡]	1996 [‡]	2000 [‡]	2001 [‡]	2002 [‡]	1996 [‡]	2000 [‡]	1996 [‡]	2000 [‡]	2001 [‡]	2002 [‡]
nHm	0.48	0.46 ^a (0.03)	6.7 ^a (0.1)	12	13.3 ^a (0.4)	0.33	0.17 ^a (0.03)	10.5 ^a (3.7)	95.2	98.3 ^{ax} (10.9)	85.0 ^{ax} (10.8)	95.4 ^{ax} (11.7)	69.4	37.5 ^a (10.8)	2.4	2.0 ^{ax} (0.1)	1.8 ^{ax} (0.1)	1.7 ^{ax} (0.1)
nHa	0.42	0.45 ^a (0.04)	6.5 ^a (0.1)	13	14.6 ^b (0.5)	0.43	0.26 ^a (0.05)	11.7 ^a (3.5)	101.5	79.6 ^{abx} (9.5)	71.0 ^{ax} (9.2)	73.6 ^{ax} (9.1)	66.7	31.9 ^a (8.0)	2.0	1.6 ^{bx} (0.1)	1.4 ^{ax} (0.2)	1.3 ^{bx} (0.1)
nHt	0.30	0.25 ^b (0.02)	6.5 ^a (0.1)	18	18.2 ^c (0.7)	1.09	1.09 ^b (0.28)	10.8 ^a (5.1)	76.1	62.2 ^{bx} (12.0)	56.3 ^{ax} (9.1)	45.7 ^{bx} (7.8)	57.5	18.6 ^b (5.6)	0.9	0.9 ^{cx} (0.2)	0.7 ^{by} (0.1)	0.7 ^{cxy} (0.1)
nHr		0.26 ^b (0.05)	6.4 ^a (0.3)		19.3 ^d (0.9)		3.39 ^c (0.56)	5.4 ^a (3.5)		66.5 ^{ab} (15.5)	66.6 ^{ax} (7.6)	49.1 ^{bx} (6.8)		16.8 ^b (8.4)		0.7 ^{cx} (0.2)	0.4 ^{bx} (0.1)	0.4 ^{dx} (0.1)

[†] Bulk density. [‡] Source: From Gensior & Zeitz (1999). [‡] Sample size at nHm 12, nHa 16, nHt 11, nHr 4. Lower case letters (a, b, c, d) indicate significant differences among horizons, lower case letters (x, y) indicate significant differences among years of study (P < 0.05).

3.3.2 Changes in soil redox potential after rewetting

The variability of the average daily redox potential of the fen soil is shown in Figure 3.3. The redox potentials of the topsoils (0.20, 0.45 m below surface) declined after rewetting. As the soil became saturated the soil redox potentials (E_H) dropped to <-100 mV and remained at low values. Redox potentials at 0.75 m and 1.25 m depth were between -126 mV and -89 mV (medians) before and after rewetting and were not affected by rewetting. Therefore, the E_H range at these depths was smaller than at 0.25 and 0.45 m below surface (Figure 3.3b).

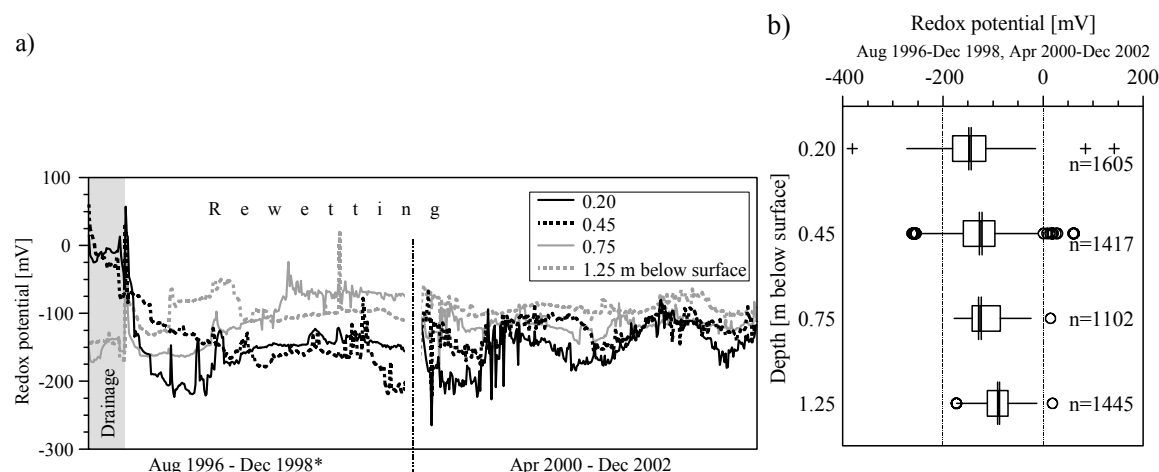


Figure 3.3: Seasonal variation of averaged redox potentials (a) and summary statistics of redox potentials (b) at four different depths of the study site (*Gensior & Zeitz 1999. Illustration in b) applies also to Figure 3.4 and Figure 3.5: \square interquartile range, median, | notches, \perp from box to highest or lowest values excluding outliers, and + far outside values.).

After rewetting the soil redox potentials at all depths were between -89 mV and -148 mV (medians). The variability of the redox potential at 0.20 m and 0.45 m soil depth indicated a seasonal course over the study period 2000-2002 (Figure 3.3a). This could be explained by a seasonal effect of the soil temperature (range: 1.7-16.9°C at 0.20 m, 3.4-15.4°C at 0.45 m depth). The E_H values were lowest in summer as a result of the higher microbiological activity which strongly depends on soil temperature (Fiedler 1997, De Mars & Wassen 1999, Mansfeldt 2003). Contrary to our results, Seybold et al. (2002) did not find a seasonal course of the soil redox potential. However, the redox potential was -150 mV the entire year due to soil temperature above 5°C and therefore a perennial biological activity.

Generally, following rewetting the E_H values at each depth indicated strong anaerobic conditions. According to the classification of redox potential classes by Zhi-Guang (1985) the soil was moderately reduced at 1.25 m depth and strongly reduced (<-100 mV) at all other soil depths. Similar results were found by Rupp et al. (2004). Higher redox potentials, for example registered in British (Ross 1995), Polish or Dutch fens (De Mars & Wassen 1999) account for a different nutritional status, pH, soil temperature dynamic, organic matter and for different physical properties of the peatsoil. According to the sequence of reductions (Brümmer 1974, Mitsch & Gosselink 2000, Scheffer & Schachtschabel 2002) which indicates the approximate redox potentials for the biochemically driven transformation Fe is converted from ferric to ferrous, sulphate is reduced to sulphide, and organic matter can be transformed to CH_4 at our study site.

Our study also demonstrated that the Pt electrodes installed in situ over a long time (6 years) were not contaminated by surface reactions. Platinum poisoning with visible coatings were not observed. Additionally, similarities between replic electrodes appeared. A faultless operation of our electrodes corroborates the results by Austin & Huddleston (1999), van Bochove et al. (2002), Seybold et al. (2002) and Mansfeldt (2003).

3.3.3 Changes of Fe and P biogeochemistry

Iron. The total Fe content in the peatsoil horizons ranged from 45 to 100 g kg⁻¹ (Table 3.1). Rewetting led to a reduction of the total Fe in all soil horizons except at nHm. Similar to total Fe Fe_{ox} decreased to <40 g kg⁻¹. Whereas 65-75% of the total Fe was extracted by ammonium oxalate before rewetting in 1996 (Gensior & Zeitz 1999) the proportion of Fe_{ox} dropped to 30-40% in 2000 (rewetting over 46 months).

Similar to results by Litaor et al. (2004), highest total Fe contents of 70-100 g kg⁻¹ at the surface peatsoil horizons (nHm, nHa) were caused by the progressive soil degradation which resulted in an accumulation of inorganic compounds due to the loss of organic matter by mineralisation. Oxalate extractable Fe content was higher or at the high end of ranges reported for a variety of wetland soils (e.g. Darke et al. 1997, Wright et al. 2001, Kemmers et al. 2003). The observed decreases of Fe_{ox} at all depths were attributed to the reduction of Fe(III) oxides into the more soluble Fe(II). Therefore, the time-based decline of total Fe at nHa, nHt and nHr indicated a decrease of the active, low crystalline Fe(III) (hydr)oxides as determined by oxalate extraction (refer to Fe_{ox} in Table 3.1). Reduction processes (see E_H in Figure 3.3) due to rewetting led to the gradual dissolution of non-crystalline Fe(III) (hydr)oxides similar to results by Roden & Edmonds (1997) and Roden & Wetzel (2002). Others however (Sah et al. 1989, Darke et al. 1997, Darke & Walbridge 2000, Zhang et al. 2003), suggested a transformation of crystalline Fe oxides to lower crystalline oxides in flooded soils and thus increases in the non-crystalline Fe (hydr)oxide content after flooding which in turn act as prerequisite for the reduction of Fe(III). Therefore, the drop of the poorly crystalline Fe (hydr)oxides could eventually be higher as expressed by the Fe_{ox} fraction in Table 3.1 because crystalline oxides transformed to lower ordered oxides may have mask a higher loss of low crystalline oxides. Further laboratory investigations using dithionite-citrate bicarbonate extraction might give answers to the flooding-induced crystallinity of Fe oxides.

The Fe concentrations (Figure 3.4) increased in the pore water at 0.75 m and 1.25 m depth. Similar to our results, Tarutis & Unz (1990) found an increase of the dissolved Fe concentration with depth.

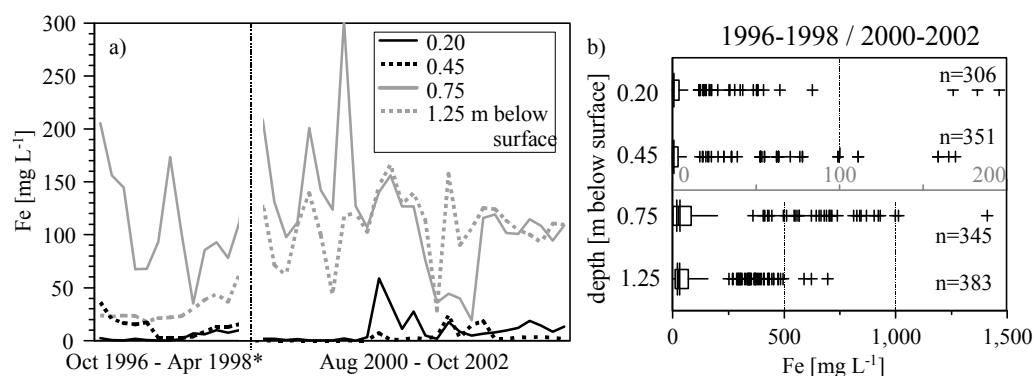


Figure 3.4: Average Fe concentration (a) and its summary statistics (b) at four different depths of the study site (*Gensior & Zeitz 1999).

At 0.20 m and 0.45 m depth no increase in pore water Fe concentration was found although Fe_{ox} at the soil horizons nHm and nHa decreased (Table 3.1), indicating a loss on Fe(III) (hydr)oxides in favour of the most likely formation of mobile Fe(II) . Either the mobile Fe at these depths is translocated to greater depths or precipitated (Reddy et al. 1995, Roden & Edmonds 1997). Since the total Fe content at the nHm horizon did not differ and Fe and S in soil (Table 3.1) were positively correlated ($r = 0.658$) in 2000 precipitation at the uppermost horizon was suggested in contrast to 0.45 m depth where translocation of Fe was more likely. Additionally, formation of sulphides at the nHm was previously considered by Regn ry (2003). Iron sulphide formation under anaerobic incubation in the presence or absence of abundant sulphate was studied by Roden & Edmonds (1997). They showed that fixation of sulphides onto Fe is a competitive reaction to P since reformation of Fe(III) with a high phosphate sorption capacity is prevented. Roden & Edmonds (1997) found that phosphate release to the pore water in sulphate-amended sediments was 2-3.5-fold higher than in sulphate-free sediments which was explained by sulphidic precipitation of the just formed Fe(II) . Kemmers et al. (2003) assumed the formation of pyrite until all sulphates were reduced. However, Roden & Wetzel (2002) assumed that some of the activity of Fe(III) (hydr)oxide reduction may be linked to sulphide oxidation produced during microbial sulphate reduction. Lovely & Phillips (1987) already demonstrated that Fe(III) -reducing bacteria can outcompete SO_4 -reducers for available carbon sources when Fe(III) is available as non-crystalline Fe (hydr)oxide. They observed a decrease of SO_4 reduction of about 90% when Fe(III) was in the appropriate form available for microbial reduction. In our study, substrate limitation for a dissimilatory Fe(III) oxide reduction was not likely as high concentrations of dissolved organic carbon suggest (Velty et al. 2004a). Reduction of Fe(III) can account for up to 90% of oxidation of organic carbon (Magonigal et al. 2005).

No statistically significant differences of total Fe between years of study occurred as soil variability or previously precipitated Fe sulphides may have superimposed rewetting effects. But the observed trend in decreasing total Fe at nHa, nHt and nHr were likely due to rewetting. As long as the dissolution of the poorly ordered Fe(III) (hydr)oxides continues mobile Fe(II) is released leading to an increase of the pore water concentration, a translocation to greater depths and/or its fixation.

Phosphorus. Immediately after starting the rewetting in 1996 no P was found in pore water. Only after 3 months soluble reactive P (SRP) was detected at the depth of 0.20 m. Ten months later

SRP was also detected at 0.45 m, 0.75 m, and 1.25 m (Gensior & Zeitz 1999). Maximum concentrations of 1 mg SRP L^{-1} were found at each depth except for 0.45 m (Figure 3.5b). The large variation of the SRP concentration (Figure 3.5) is attributed to microbial activity and hence temperature, dissolution of Fe(III) (hydr)oxide-bound P, CaCO_3 content, presence of sulphate, easily soluble organic matter and pH (e.g. Roden & Edmonds 1997, Pote et al. 1999, Scheffer & Schachtschabel 2002, Litaor et al. 2003). Compared to other studies on rewetted fens in northeastern Germany (Lengsfeld 1998, Gelbrecht et al. 2003, Zak et al. 2004) an increase of the P concentration in pore water due to rewetting was low. An increase of Fe and P in pore water following the decrease in E_H (Figure 3.3) by rewetting indicates that the enhanced P release is associated with the release of P from Fe(III) (hydr)oxides.

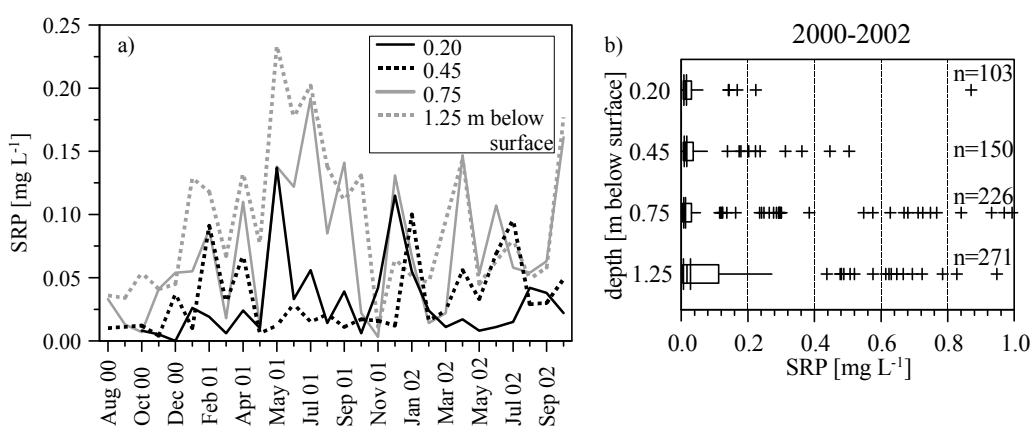


Figure 3.5: Average SRP concentration (a) and frequency distribution (b) of the SRP concentrations at four different depths of the rewetted study site.

Phosphorus release into the soil solution resulted in declining soil P contents during our study (Table 3.1). Phosphorus contents in the peatsoil decreased with increasing depth and were 2.4 and 0.9 g kg^{-1} at nHm and nHt, respectively, before rewetting in 1996 (Gensior & Zeitz 1999). The decrease with soil depths was a result of pedogenetic and land use management processes by drainage before 1996. Highest contents at the nHm and nHa horizons were due to a high degree of mineralisation at these horizons under aerobic conditions before 1996 so that P released during mineralisation was (co)precipitated or adsorbed by the freshly formed Fe(III). Furthermore, an incorporation of fertiliser P attributed to higher contents at these peatsoil horizons. Similarly, Litaor et al. (2004) found the highest amount of total P (1.7 g kg^{-1}) in surface peatsoil samples. Ferric (hydr)oxides were highly insoluble as long as aerobic conditions prevailed. Almost 6 years later (1996 vs. 2002), i.e. under anaerobic conditions, soil P content decreased to 1.7 at nHm and 0.7 g kg^{-1} at the nHt horizon.

Total soil P was significantly correlated to Fe_{ox} ($r = 0.773$) (Figure 3.6), indicating the importance of Fe-P compounds in this fen soil. Especially, higher Fe_{ox} contents at the nHm and nHa horizons (dashed ellipse) involved a higher P fixation at these horizons. Shenker (2004) also found a positive correlation of P with Fe (hydr)oxide content of Histosols.

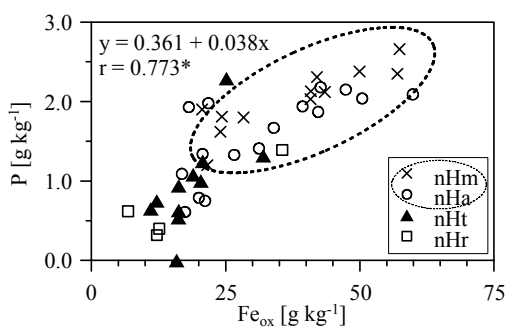


Figure 3.6: Relationship between oxalate extractable Fe and aqua regia extractable P (Symbols identify peatsoil horizons).

The solubility of P increased due to its association with the redox sensitive Fe under reducing conditions even P is not directly altered by changes of the redox potential due to rewetting. When Fe(III) was reduced to the more soluble Fe(II) adsorbed P was released concomitantly. Lucassen et al. (2004) assumed P mobilisation by dissolution of Fe-P compounds for a Dutch freshwater wetland. Chacón et al. (2005) suggested P release from the geochemical pool during the microbial reduction due to a high content of organic carbon in soil and a longer period of flooding (8 months). These biogeochemical processes correspond to the study of wetland soils in the Nuthe-Nieplitz lowland, the Spree lowland and the Drömling, Germany (Gelbrecht et al. 2003, Rupp et al. 2004, Zak et al. 2004), in the Hula Valley, Israel (Litaor et al. 2003, 2004), in north Devon, U.K. (Russel & Maltby 1995), and in the USA (Sharpley 1995, Axt & Walbridge 1999, Bridgman et al. 2001, Pant et al. 2002).

How long-term P release will continue has not yet been identified. Even 6 years after rewetting total Fe content at the nHa, nHt and nHr horizons and total P at all peatsoil horizons decreased, suggesting the dissolution of Fe(III) (hydr)oxides and a release of P. Similar, Jordan (2004) showed that peatsoils under long-term flooding (9 years) in NE Germany still contained considerable amounts of P in the fraction which indicates P bound to Fe(III) and Mn(IV) (hydr)oxides (Hupfer 1995).

In future, decreasing concentrations of SRP could be an indication for haltering the dissolution of low crystalline Fe(III) (hydr)oxides and the concomitant release of the associated P.

3.3.4 Risk of enhanced P export

Based on decreased total soil Fe and P contents it was suggested that an enhanced P release into adjacent ecosystems may have occurred. However, Fe/P ratios <3 when Zak et al. (2004) assumed major P losses were only found for <18% of analysed pore water samples at 0.20 m and 0.45 m depth. With greater depths, it decreased to less than 5%, indicating an only minor risk for an enhanced P export to adjacent waters.

Besides, for this study site Velty et al. (2004a) reported on DPS values of 13-20%. Litaor et al. (2003) also estimated the probability for groundwater eutrophication by P mobilisation in fen soils and found a much lower risk due to DPS values <10% compared to the threshold value of 25%. Comparable values (11%) were found by Otabbong & Schlichting (2004) for German fens.

Furthermore, the presence of redox interfaces can decrease P mobilisation after a release from Fe (hydr)oxides (Young & Ross 2001). Retention processes again may lead to declining P loads. Zak et al. (2004) found that high Ca concentrations promote P sorption at Fe(III) (hydr)oxides at the contact zone to the adjacent oxic water body. Precipitation of P as Ca phosphate is another possibility. However, Diaz et al. (1994) found precipitation of Ca phosphate only when Ca concentration in pore water was $>100 \text{ mg L}^{-1}$ and pH exceeded 9. In our study, Ca concentration were partly lower (75-180 mg L^{-1} with higher concentrations at greater depths) and pH was not higher than 7.8 in the pore water (unpublished data).

Whatever process controls P retention after a P release associated with Fe(III) (hydr)oxides in the studied fen site, Balla et al. (2004) could not find increased inputs into adjacent water bodies and thus, prevented them from eutrophication.

3.4 Conclusions

The geochemistry of P is highly controlled by the degradation history of the studied peatland. The transformation of non-crystalline Fe(III) (hydr)oxides were of particular importance after rewetting. Due to fertilisation and mineralisation under former agricultural land use P had accumulated and therefore a long-term potential for P release occurred. Eventually, with prolonged water-logging a decline in Fe (hydr)oxide content will result from Fe(III) limitation and the biogeochemically controlled P release will concomitantly be stopped. However so far, Fe (hydr)oxides still regulated P availability and potential leaching in the studied fen soil. Even after several years of rewetting the process of dissolution did not reach a steady state. Therefore, rewetting of degraded fens rich in Fe (hydr)oxides can play an important role in maintaining the water quality of adjacent ecosystems for a long time. At least temporarily, rewetted fen soils can be a source of P that eventually leave the fen site unless Fe(II) may (co)precipitate, adsorb or be transported to redox interfaces (anaerobic pore water – aerobic surface water) where it can be retained by several processes. For the studied fen site no crucial influence on the quality of adjacent surface waters due to DPS values below the threshold at which P becomes environmental concerns and Fe/P ratios >3 was found.

Acknowledgement

This research was financially supported by the German Federal Environmental Foundation (project No. 06708 running from 1995 to 1998) and the Volkswagen Foundation (project No. II/75 492 from 2000 to 2002). We are grateful to everybody being involved in the time-consuming and exhausting field and laboratory work.

4 Natural Wetland Restoration and Reuse of Municipal Wastewater

Silke Velty^{1*}, Axel Behrendt², Jutta Zeitz¹

¹ Humboldt University Berlin, Faculty of Agriculture and Horticulture, Institute of Crop Science, Division of Soil Science and Site Science, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin, Germany

* silke.velty@agrar.hu-berlin.de

² Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research, Research Station for Agriculture, Station Paulinenaue, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue, Germany

Keywords: fen, lysimeter, nutrient balance, *Phragmites australis*, rewetting

Summary – Zusammenfassung

This paper deals with the rewetting of fen soils in lysimeters by means of purified municipal wastewater in different quantities as well as the ability of *Phragmites australis* to remove nutrients and to enhance 'treatment' of wastewater. The in- and outputs at the lysimetric systems were sampled over a period of 45 months (2001-2004) in order to determine nutrient balances. The aim of our study was to examine potential environmental risks when using municipal wastewater for fen rewetting as alternative for water shortage in NE Germany since addition of both N and P contribute to eutrophication but not to evaluate the purification capacity of the fen soil. Even for highest input loadings, there was no discernible discharge water quality impact over operation time. Summary results showed high removal percentages by plants for N_{in}, P and micronutrients. Highest removal in soil and below ground biomass was supposed for N_{in}, P, K, Ca, Mg and Cu.

Wiedervernässung eines Niedermooses durch Wiederverwendung von kommunalem Abwasser

Untersuchungen zur Wiedervernässung eines Niedermooses mit gereinigtem kommunalen Abwasser wurden an Torfprofilen in Lysimetern durchgeführt, um beurteilen zu können, ob das Moor nach der Wiedervernässung mit nährstoffreichem Wasser als Nährstoffsенке sowie als zusätzliche Reinigungsstufe für Abwässer fungiert. Das gereinigte kommunale Abwasser als potentiell alternative Wasserquelle für die Wiedervernässung von eutrophen Niedermooren sollte vor allem die zumeist negative Wasserhaushaltsbilanz in Nordostdeutschland unterstützen. Über 45 Monate (2001-2004) wurden Stoffumsätze durch die Erfassung der Systemein- und -austräge in Lysimetern aus dem Havelländischen Luch (Brandenburg) bilanziert. Bezüglich der untersuchten Nährstoffe und Schwermetalle bestand selbst bei hohen Stoffeintragsfrachten über das Abwasser kein Gefährdungsrisiko durch eine veränderte Qualität des Abflusses über den beobachteten Zeitraum. Die Untersuchungen zeigten eine hohe Nährstoffaufnahme durch *Phragmites australis* für N_{min}, P und die analysierten Mikronährelemente. Die höchste Festlegung im Boden und in der unterirdischen Biomasse wurde für N_{min}, P, K, Ca, Mg und Cu nachgewiesen.

4.1 Introduction

Fens fulfil important functions. For example, they act as sinks under natural conditions (Mitsch & Gosselink 2000, Joosten & Clarke 2002). Agricultural use prior to drainage led to irreversible peatland degradation (Okruszko 1993, Schwärzel et al. 2002, Zeitz & Veltz 2002), and the loss of their capacity for nutrient retention. With the recognition of peatland values, peatland protection and restoration has been stimulated. Degraded peatlands have been restored in the recent decade (Kratz & Pfadenhauer 2001, Vasander et al. 2003, Rupp et al. 2004, Succow & Hampicke 2004). Rewetting is the most important prerequisite. However, as a result of land use changes increasing water usage and climatic conditions water scarcity in the water balance is common in NE Germany (Dietrich et al. 2001b). Hence, rewetting projects are dependent on the supply of water surplus. For realisation of fen rewetting measures, water management is fundamental and has to be planned carefully and alternatives should be considered. The EU Council Directive 91/271/EEC (1991) has already demanded the reuse of treated urban wastewater. Wastewater could be a potential solution for addressing the restoration of fens. Municipal wastewater has a large resource potential because presently treated wastewater is released into the receiving water course. Despite high purification efficiency of the treatment plants still considerable nutrient loads were discharged. The enrichment of water by nutrients, especially of nitrogen and/or phosphorus affects the water quality adversely.

In using treated wastewater for rewetting of eutrophic peatlands (i) the additional source of water is provided whereby it could help to alleviate water scarcity in the water balance and (ii) nutrients of the wastewater are retained so that the peatland is used for an additional treatment of the effluent of a conventional purification plant (Coombes & Collett 1995, Howell et al. 2005). An improve of water quality would be a contribution to the common target of the global environmental policy (EU Water Framework Directive 2000/60/EC 2000).

Wetlands have been used for water treatment since the 1950s (Verhoeven & Meuleman 1999). So far, natural and constructed wetlands have been only considered for treatment purposes and wastewater has not been considered as additional water source for rewetting peatlands because concern for the environment due to discharge quality has precluded such an approach. To promote the reuse of purified municipal wastewater, we carried out a lysimetric study. The objective of this research was to assess how restoration of a degraded fen by rewetting by means of treated municipal wastewater affects input/output nutrient mass balances. We examined whether rewetting by different treatments impairs the quality of discharge water.

4.2 Material and methods

4.2.1 Lysimeter site and experimental characteristics

Intact monoliths (1.5 m³) from the Havelluch fen in Paulinenaue (60 km northwest of Berlin, Germany), filled in the early seventies, were irrigated daily with purified wastewater and tap water during the growing seasons 2001-2004 (Table 4.1). Before the on-set of our study these lysimeters have been rewetted since 1992 by tap water from April-October. The organic soil consists primarily

of *Sphagnum* and *Phragmites* derived peat. Von Post degree of decomposition ranges from H 8 to H 10. The soil organic matter content was about 35%. The peatsoil pH was well-buffered at about 6.5. Full description of the degraded peatland site can be found by Müller et al. (2005).

Wastewater was transported in storage tanks biweekly from the secondary treatment stage of a municipal wastewater plant in Paulinenaue to the lysimetric station in Paulinenaue. The amount of purified wastewater added to four lysimeters for one or two pulses diurnally was according to treatments (100, 50, 25% wastewater) and climatic conditions. The daily maximum quantity used for rewetting purposes was 16 L for lysimeter 16, 8 L for lysimeter 11 and 14, and 4 L for lysimeter 15. Whereas the 50% (lysimeter 11, 14) and 25% wastewater treatments (lysimeter 15) also received appropriate tap water the control was rewetted by the sole use of tap water. For ground water level simulation, all lysimeters received tap water from April-October. Water levels of the studied lysimeters were at surface and did not vary over the period of study.

Table 4.1: Hydrological parameters (L m⁻²) at the 100% wastewater lysimeter 16 from 2001-2004.

Year	Wastewater ^a	Tap water	Precipitation	Discharge
2001	892	649	515	273
2002	1 300	388	648	376
2003	1 864	516	344	221
2004	1 590	476	550	299

^a 9 Jul-31 Oct 2001, 21 May-20 Oct 2002, 12 May-19 Oct 2003, 10 May-28 Oct 2004.

Each lysimeter was planted with common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel, in 1997.

A drawback of our study was that treatments (apart from the 50% treatment) were not replicated because it was not possible to realise such a study with a large number of replicates due to limited lysimeters with the required experimental settings (water level simulation, Havelluch fen soil, *Phragmites australis* stand).

4.2.2 Analyses and calculations

Quality of lysimeters' discharge, tap and wastewater, precipitation and above ground biomass was analysed. Fen soil samples from the lysimeters could not be sampled due to the continuation of the study.

Tap and discharge water concentrations were measured biweekly depending on the quantity of the water discharged. The quality of precipitation was monitored daily. Wastewater was analysed biweekly. The amount of precipitation, tap, discharge and wastewater volume was measured daily. Water samples were frozen prior to analysis. All samples were filtered through a 0.45 µm pore diameter membrane filter to discard suspended solids. Inorganic nitrogen (N_{in}; ammonium (NH₄) + nitrate (NO₃)) concentrations were analysed using the Kjeldahl method. Total phosphorus (P) was determined by an acid digestion with K₂S₂O₈ at 130°C for 30 minutes followed by the colorimetric method after Murphy & Riley (1962). Soluble reactive P (SRP) was analysed with the ammonium molybdate colorimetric method following Murphy & Riley (1962) and determined with the UV/VIS spectrometer Lambda 2S (Perkin Elmer). Potassium (K), calcium (Ca) and iron (Fe) were

determined by atomic sorption spectroscopy (AAS 4100, Perkin Elmer). Iron analysis was performed after acidification with H_2SO_4 to prevent Fe(III) precipitation. Magnesium (Mg), copper (Cu), manganese (Mn) and zinc (Zn) were analysed using ICP (Dionex).

All elemental analyses were done in duplicate.

As no analyses of heavy metals in precipitation samples were carried out published data from 1999 (LUA 2002) were used instead.

We quantified above ground biomass and plant tissue nutrient content. Biomass was thinned at the wastewater lysimeters in May. Total biomass was clipped annually at the end of the growing season (November), dried at 60°C , weighed and ground. Total nutrient analysis was performed by aqua regia digestion and analysed for P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn and Zn at the ion chromatograph (Dionex). Total N content was analysed using the LECO CNS-2000 elemental analyser.

Nutrient concentrations were combined with the daily water balances and the biomass per square meter, respectively, to form nutrient mass balances. Nutrient storage/release is the difference between input and output loadings. Detention times were considered, so that outputs may reflect input conditions properly over the studied period.

4.3 Results

4.3.1 Inflow water characteristics

Mean (\pm one standard error) wastewater nutrient concentrations were $34.9 (\pm 5.5) \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$, $8.3 (\pm 1.3) \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, $5.0 (\pm 0.2) \text{ mg P L}^{-1}$, $32.7 (\pm 0.9) \text{ mg K L}^{-1}$, $75.6 (\pm 1.7) \text{ mg Ca L}^{-1}$, and $22.5 (\pm 0.9) \text{ mg Mg L}^{-1}$. At lysimeter 16, the highest input loading of N_{in} was applied by wastewater (Table 4.2). On average, about $57 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-2}$ and approximately $6 \text{ g NO}_3\text{-N m}^{-2}$ were added via wastewater at lysimeter 16 annually.

The majority of total wastewater P was SRP. The proportion of SRP differed between 55% and nearly 100% of total P added. The 100% wastewater lysimeter received highest input (Table 4.2). Annually P input loadings ranged from 3.8 g P m^{-2} in 2001 to 10.7 g P m^{-2} in 2003 at lysimeter 16 and a half at lysimeter 11 and 14 and a quarter at lysimeter 15, respectively, indicating minor wastewater utilisation according to a late start of rewetting with wastewater in 2001 and a high level of wastewater use due to prevailing weather condition in 2003 (Table 4.1).

Most K was applied via wastewater. Since the K concentration of tap water used solely for rewetting of the control was minor as compared to the wastewater concentration overall K loading at the control was almost twenty-fold lower than at the lysimeter treated with highest wastewater.

Calcium and Mg concentration of tap water and wastewater were similar. Therefore, varying input loadings between lysimeters (Figure 4.1, Table 4.2) and years were only attributed to different water quantities (Table 4.1).

Table 4.2: Input/output nutrient balances determined at five rewetted fen soil lysimeters differing in wastewater quantity. Data are summarised over a 45 month span (April 2001 to December 2004). Values are given in g m⁻².

	I N P U T			O U T P U T		
Lysimeter (waste water)	Wastewater	Tap water	Precipitation	Plant	Discharge	Balance
N _{in} -N						
16 (100%)	228.51	1.79	2.81	74.00 ⁺ (47.25) ¹	0.13	159.0 [185.7] ²
11 (50%)	108.72	3.21	2.81	50.84 ⁺ (36.98)	0.15	63.8 [77.6]
14 (50%)	106.46	3.06	2.81	59.88 ⁺ (29.76)	0.04	52.4 [82.5]
15 (25%)	55.21	2.51	2.81	57.68 ⁺ (20.61)	0.09	2.8 [39.8]
Control	--	4.71	2.81	33.57 ⁺	0.06	-26.1
P						
16 (100%)	28.00	0.00	0.04	8.76 (5.54)	0.00	19.3 [22.5]
11 (50%)	14.04	0.01	0.04	6.55 (4.77)	0.00	7.5 [9.3]
14 (50%)	13.99	0.01	0.04	7.20 (3.47)	0.00	6.8 [10.6]
15 (25%)	7.02	0.01	0.04	6.47 (2.15)	0.01	0.6 [4.9]
Control	--	0.02	0.04	3.93	0.00	-3.9
K						
16 (100%)	188.09	3.87	0.47	83.27 (50.16)	30.51	78.7 [111.8]
11 (50%)	94.14	6.83	0.47	25.01 (11.98)	0.38	76.1 [89.1]
14 (50%)	93.87	6.27	0.47	41.68 (10.51)	3.50	55.4 [86.6]
15 (25%)	47.24	5.36	0.47	35.82 (4.44)	0.35	16.9 [48.3]
Control	--	9.77	0.47	9.08	0.92	0.2
Ca						
16 (100%)	422.70	144.23	13.82	35.85 (34.66)	99.09	445.8 [447.0]
11 (50%)	210.53	256.20	13.82	19.00 (18.21)	183.38	278.2 [279.0]
14 (50%)	209.63	244.75	13.82	23.24 (21.45)	60.07	384.9 [386.7]
15 (25%)	105.94	199.35	13.82	15.90 (13.64)	157.66	145.6 [147.8]
Control	--	370.86	13.82	24.29	106.06	254.3

⁺ Determined as total N.

¹ Data in parentheses indicate plant uptake without considering biomass clipped in May.

² Data in brackets refer to plant uptake in parentheses.

Average wastewater concentration of the micronutrients Fe, Cu, Mn, and Zn amounted to 83 (±13), 4.5 (±0.5), 22.7 (±2.4) and 16.5 (±1.5) µg L⁻¹, respectively. Highest Zn concentration was found in tap water (126 ±33) µg L⁻¹. Nutrient inputs via tap water (with exception of Ca, Mg and Zn) and via precipitation were always minor in comparison with input loadings by wastewater.

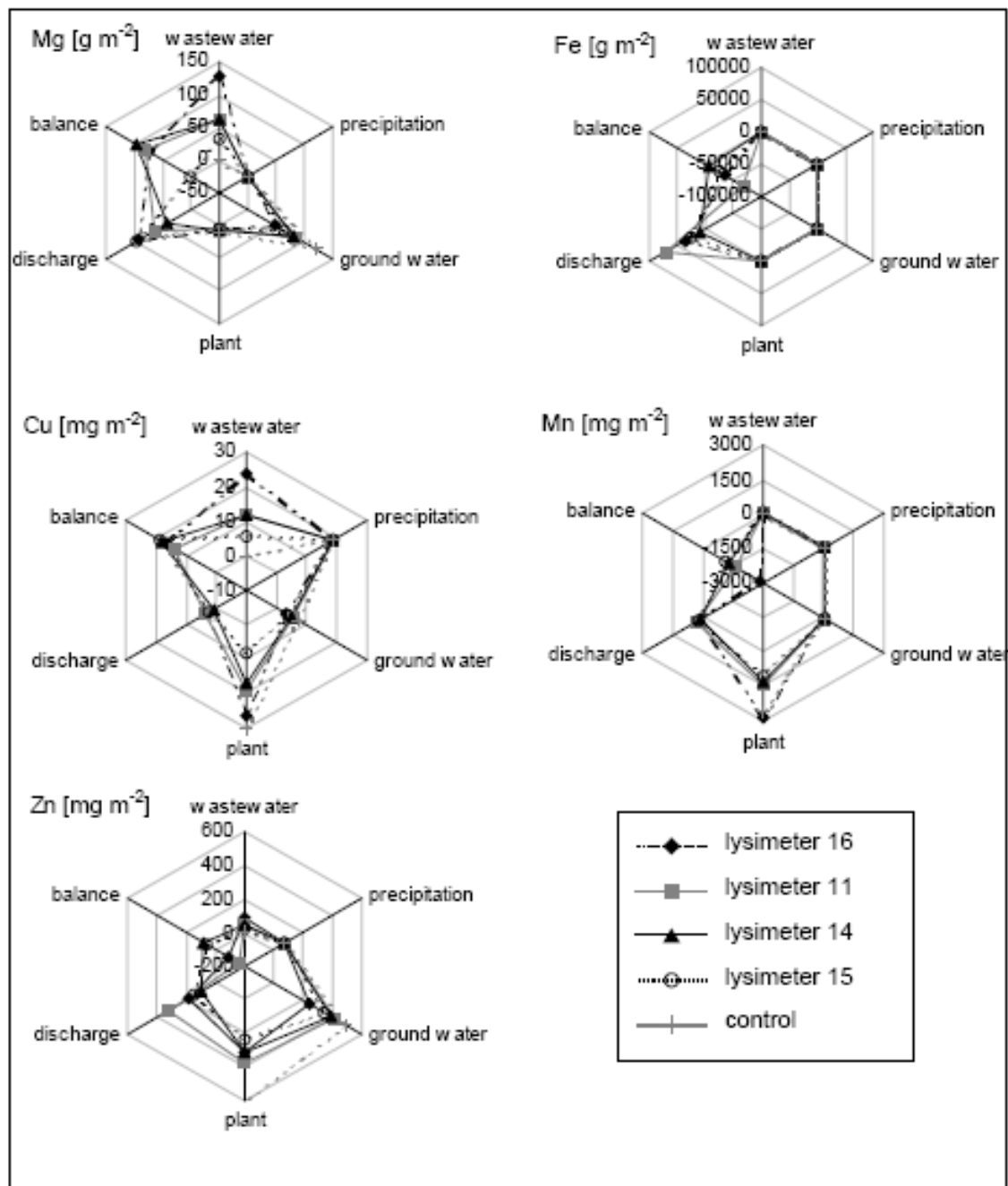


Figure 4.1: Magnesium and heavy metal balances for rewetted fen soil lysimeters differing in wastewater quantity during rewetting from April 2001 to December 2004.

Iron loadings through wastewater (103.7–424.1 mg m⁻²) were always higher than through tap water (36.6–78.9 mg m⁻²) from 2001–2004 and exceeded inputs at the control site. Copper and Mn input through wastewater were only higher at lysimeter 16, 11 and 14 where higher wastewater quantities were applied. The 25% wastewater treatment (lysimeter 15) obtained less Cu (5.8 mg m⁻²) and Mn (30.9 mg m⁻²) through wastewater than the control via tap water (7.9 mg Cu m⁻², 53.3 mg Mn m⁻²). Zinc input loadings by tap water (244.8–497.2 mg m⁻²) were always higher than via wastewater (21.7–87.5 mg m⁻²) over almost 4 years.

4.3.2 Plant parameters and uptake

Culm densities of *P. australis* per m² were about 200 at lysimeter 16 and 11, approx. 100 at lysimeter 14, about 60 at lysimeter 15 and ranged between 311 and 468 culms per m² at the control. The production of above ground biomass varied from 930 at lysimeter 15 in 2001 to 2,293 g dry matter m⁻² yr⁻¹ at lysimeter 16 in 2003 and averaged 1,693 g dry matter m⁻² yr⁻¹.

Highest N, P, K, Ca, Fe and Mn accumulation in *P. australis* was found at lysimeter 16 (Figure 4.1, Table 4.2). Magnesium, Cu, Zn uptake by vegetation was highest at the control. Least nutrients were removed by reed stands at lysimeter 15 when clipped biomass in May was not considered. Even if May biomass was included the vegetation at lysimeter 15 took up least Ca and micronutrients compared to removal rates at the control. Accumulation of nutrients in reed apart from Ca was always lower without considering plant uptake from biomass which was clipped for thinning (Table 4.2). Plant removal of heavy metals occurred at different orders of magnitude (Figure 4.1). Highest heavy metal removals occurred for Mn.

4.3.3 Discharge water quality

Outputs of nutrients and heavy metals by discharge were lower (with exclusion of Fe and Mn) than total input loadings. Less than 1% of total N_{in} and P inputs were discharged. For K and Cu <10% of inputs were found in the discharge water. Up to 60% of Ca, Mg and Zn loadings applied occurred in discharge water.

Due to small discharge water concentration of N_{in} (on average <0.2 mg L⁻¹) maximal outputs were negligible (Table 4.2). At the control, loading in discharge water was lowest. Highest discharge loadings (68-76% of the total amount) were found over the growing periods from April-October. Fifty-seven % of discharged N_{in} was attributed to NH₄-N.

Phosphorus discharges were minor and often below detection limits. They ranged between 5.8 at lysimeter 15 and 0.3 mg m⁻² at lysimeter 14 (note unit in Table 4.2). Phosphorus concentrations of 1 µg L⁻¹ at lysimeter 16 in August 2004 and lysimeter 11 in July 2004 to 30 µg L⁻¹ at lysimeter 15 in June 2004 occurred.

The highest discharge of K was >30 g m⁻² at lysimeter 16 (Table 4.2) whereas <5 g m⁻² was discharged at the other wastewater lysimeters. At the control, 9% of total input loadings was found in the discharge. Whereas K concentration averaged 17.5-45.5 mg L⁻¹ at lysimeter 16 in 2004 and 2001, respectively, concentration at other wastewater lysimeters was <0.8 mg K L⁻¹. Highest K concentration found at the control was 2.7 mg L⁻¹ in 2004. At lysimeter 16, 39% of total K discharge was already discharged in 2002.

Discharged Mg ranged between 42.2 g m⁻² at lysimeter 14 and 94.5 g m⁻² at lysimeter 15 over 4 year (Figure 4.1). At the 100% wastewater lysimeter, high Mg output by discharge similar to lysimeter 15 was determined.

Highest loadings of Fe (68.2 g m^{-2}), Cu (3.5 mg m^{-2}), Mn (359.5 mg m^{-2}), Zn (318.2 mg m^{-2}) in the discharge were determined at lysimeter 11 (Figure 4.1). Minor output by discharge water was recorded at lysimeter 14.

4.4 Discussion

Inorganic nitrogen balance is mainly determined by wastewater input and by above ground biomass. Several N removal processes discussed below are assumed that discharge was not affected adversely by wastewater usage. Microbial immobilisation, accumulation in peat, plant uptake, mineralisation, nitrification and denitrification contribute to the N balance. Rates of nitrification and denitrification depend on the presence or depletion of oxygen. Rewetting promotes denitrification (Bollmann & Conrad 1998). Then, NO_3 is the primary parameter controlling denitrification rates (Poe et al. 2003). However, in our study NH_4 was the prevailing form of N_{in} in municipal wastewater which corroborates results by Sartoris et al. (2000) and Vymazal (2002). Ammonium concentrations were within the typical range reported in literature (Vymazal 2002). Nitrate is typically minor in municipal wastewater (Tchobanoglous & Burton 2005). Therefore, conditions were probably unfavourable for denitrification as major N removal under NH_4 dominance, NO_3 shortage and low dissolved oxygen content (Sartoris et al. 2000). Velty et al. (2005a) found insignificant emissions of N_2O but higher N_2 fluxes. Considering N_2 which is produced from N_2O by further denitrification N_{in} mass balances would not change to such an extent that it turns from positive to negative values since denitrification was assumed to be limited by NO_3 in our study.

Apart from denitrification NO_3 removal occurs through plant uptake. Therefore, the low NO_3 output in the discharge at all lysimeters could be attributed to denitrification and uptake by reed. Removal of NH_4 by nitrification is limited by low oxygen and therefore would be only found in the rhizosphere under rewetting. However, plants adapted to water-logged conditions favour NH_4 rather than NO_3 as source of N supply (Marschner 2003, Tylova-Munzarova et al. 2005). Adsorption of NH_4 onto soil could be another removal mechanism.

The N_{in} mass balance indicates that the plant biomass was a major nutrient store. The uptake of N by *P. australis* was considerably higher than the inflow loading provided at the control which means that ammonification was important for plant N allocation. Since nutrient concentration in above ground biomass decreases due to its retranslocation at the end of the growing season (Karunaratne et al. 2004) plant uptake in May when the reed stands at the wastewater lysimeters were thinned is not discussed in the following. At the wastewater lysimeters, removal of N by plants as percentage of entire N_{in} input by mass accounted for 26% at lysimeter 16 to 46% at lysimeter 15. Nutrient uptake by reeds was lower than those reported in most other studies (e.g. Geller 1997, Kadlec & Knight 1996, Velty et al. 2004a). Due to abundant biomass production it is often assumed that plant uptake contributes substantially to water purification. However, in constructed wetlands, it is believed that nutrient removal by plants account for <10% of N and <5% of P removed (Brix 1994, Geller 1997, Vymazal 2002). But only when *P. australis* is regularly harvested which is not always realised in constructed wetlands it contributes to a removal of

accumulated nutrients (Tanner et al. 1999, Verhoeven & Meuleman 1999). Otherwise plant uptake represents only a temporary removal. Meuleman et al. (2002) and Toet et al. (2005) showed that an early harvest date (August to mid September) of *P. australis* could double nutrient removal. Without harvesting stored nutrients would be retranslocated in below ground biomass and released from above ground biomass when the plants die-back (e.g. Sartoris et al. 2000). Even without plant harvest which mean that plants would play only a small role as final nutrient sinks aeration of the rhizosphere and therefore additional removals (Vymazal 2002) and supply of carbon as source for micro-organisms (reviewed by Thullen et al. 2002) are important.

In the lysimetric study, plants accumulated N/P at about 8:1. This is within the range analysed by Güsewell & Koerselman (2002). According to Koerselman & Meuleman (1996) nutrient stoichiometry would suggest N limitation at all lysimeters.

Phosphorus retention in peatsoil may include adsorption, (co)precipitation and microbial immobilisation. According to Faulkner & Richardson (1989) wetland sediment can absorb >90% of the total incoming P at loadings of $<5 \text{ g P m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Another major removal mechanism is plant uptake. An uptake of P of $>3.5 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Kadlec & Knight 1996) was found for *P. australis* in our study (exception lysimeter 15). The higher plant removal in our study than those reported by Geller (1997) and Velty et al. (2004a) indicate the importance of the harvest date. An early harvest of vegetation (Table 4.2) would cause higher nutrient removal.

Soils only act as sinks for P as long as no saturation with P occurred because the capacity to adsorb further P has eventually become limited. Therefore, P removal will decrease with increasing time (Young & Ross 2001) because all adsorption sites will be occupied with progressive time ('aging phenomena', e.g. Kadlec 1997). Only at lysimeter 16 receiving highest nutrient loadings by wastewater, a P saturation would have been expected after 4 years. Then, increasing losses of P in the discharge would arise from an occupation of all adsorption sites with P. From May-September 2003 and January-August 2004 P was always found in the discharge at lysimeter 16. However, it could not be assumed that the capacity of peat to adsorb P has already been exhausted at this time because concentrations were very low compared to incoming wastewater concentration. Additionally, in the discharge of lysimeters treated with less wastewater P was found in February 2004 as well as from April-July/August 2004. The percentage P removal did not decrease as a result of minor discharge loadings. Over 45 months, peatsoil and below ground biomass at lysimeter 16 removed most of the incoming P (80.2%) whereas plant uptake accounted for 19.8%. Similar findings were demonstrated by Kadlec (1997) who reported that the input of P was reduced by 94-99% for a natural treatment peatland over 18 years of operation. Smaller removal efficiencies (Reddy et al. 1995, Vymazal 2002) were probably due to both soil chemistry and longer operation times. Even after saturation of the P sorption capacity of the peat P removal might be possible if the wastewater itself contains P sorbing anions (Karjalainen et al. 2003). Additionally, besides adsorption fixation by (co)precipitation may occur. Peat retains more P with increasing contents of Ca, Fe and Al (Mitsch & Gosselink 2000). When Fe as redox sensitive element is mobilised under rewetting it does not fixate P anymore (Tunney et al. 1997, Velty & Zeitz 2005). However, Lucassen et al. (2004) reported that significantly lower P was released due

to NO₃ addition in laboratory fen soil monoliths, meaning that reduced Fe was re-oxidised and again capable of P fixation. Furthermore, P can be stored for a long time by accretion of organic matter (Craft & Richardson 1993, Healy & Cawley 2002). Since soil was not the matter of investigation the main soil removal mechanism at the Havelluch fen soil (adsorption or precipitation or a combination of both) could not be elucidated.

Changes in the availability of macronutrients (e.g. Ca, Mg, K) and micronutrient cations (e.g. Cu, Zn) have been less well studied in rewetted soils (Gilliam et al. 1999). Whereas the balance of K is mainly influenced by plant uptake as compared to output by discharge this could not be found for Ca and Mg where discharge loadings played a larger role. The higher K input was the more K was removed by plants. Biomass production is important in determining plant removal rates. Biomass production was highest at the control and lysimeter 16 compared to other lysimeters. Although nutrient supply with K at the control was least K taken up by plants was higher than at the 25% wastewater lysimeter and comparable with the 50% wastewater treatments when May biomass was not considered. Therefore, removal by *P. australis* was highest at the control (89%). At the wastewater lysimeters 11, 14, and 15 vegetation removed about 10% whereas 26% of total K input was removed by plants at lysimeter 16. Since K which was not taken up by plants was not adsorbed by organic substances it was subjected to leaching. Hence, additionally 16% of the total K input was discharged over 45 months at the lysimeter treated with the highest wastewater quantity. At the control, 9% and at the other wastewater lysimeters <3% of the entire K input was found in the discharge. Overall, 58% of added K at lysimeter 16 to 91% at lysimeter 15 was retained in both below ground biomass and peatsoil. Only 2% of total K input remained at the control.

It is assumed that Ca was not retranslocated by *P. australis* at the end of the growing season since plant removal rates with and without considering biomass clipped in May were similar (Table 4.2). Compared to major Ca input by wastewater and tap water plants removed <6%. However, although Ca was always found in the discharge at all lysimeters the balance resulted in positive data, indicating that the overall input exceeded output loadings. Forty-six % at lysimeter 15 to maximal 83% at lysimeter 14 of the input loading was retained. Calcium has probably been complexed to organic compounds (Mitsch & Gosselink 2000) but could also bind available P by (co)precipitation (Bridgham et al. 1996) as has already discussed above. However, Diaz et al. (1994) showed precipitation of Ca phosphate only when Ca concentration was >100 mg L⁻¹ and pH >9 which we did not find at our lysimeters.

In comparison to discharge only minor Mg was removed by plants. Whereas *P. australis* stands accumulated <10% of the total Mg input in above ground biomass 30% at lysimeter 14 to 96% at lysimeter 15 was found in the discharge water. At lysimeter 15, not only the Mg discharge was highest but also Ca. Our study demonstrated that output loading of Mg in the discharge was not associated with input loading since wastewater lysimeter 16 and 15 yielded equal discharge rates. Therefore, the entire Mg input was either removed by vegetation or discharged so that 0% at lysimeter 15 to 66% at lysimeter 14 remained at the lysimeters. Overall, at lysimeter 15 input/output was counterbalanced. At the other wastewater lysimeters, balance resulted in positive data.

Only few studies discuss the removal of heavy metals in wetlands (Chagué-Goff et al. 1999, Sobolewski 1996, Vymazal 2003, 2005) because heavy metals do not constitute a major problem in municipal wastewater. Whereas Fe, Cu and Mn were mostly provided by wastewater tap water for ground water simulation contained more Zn than wastewater which could be attributed to domestic piping. *Phragmites australis* removed about or more than 100% of the total Fe input at the 100% and 50% wastewater lysimeters, respectively. For Mn, plant removal also exceeded input of Mn. Despite high plant removal rates Fe and Mn were still found in the discharge. Vymazal (2005) also demonstrated an increase of the Fe and Mn concentration in the outflow. Anaerobic conditions due to rewetting suggest leaching of Fe(II) and Mn(II). Because the reduced forms are more mobile than the oxidised ones and therefore they were probably found in the discharge. However, it is assumed that the Havelluch fen soil was not the source of all Fe and Mn by dissolution of oxides (even NE German fens may contain plenty of Fe (cf. Velty et al. 2004a)) but the lysimeters' wall might have caused high Fe and Mn concentrations in the discharge. Therefore, overall balance of both Fe and Mn was negative, indicating higher outputs than inputs.

Independently of Cu loading applied by wastewater the Cu balance did not differ much between different wastewater lysimeters. At the wastewater lysimeters, 14-19 mg Cu m⁻² remained after 4 years. Vymazal (2003) and Ait Ali et al. (2004) showed that the highest concentration of all metals would be found in roots rather than the above ground biomass. Removal by *P. australis* was much higher than the amount being discharged. Above ground biomass removed 28% at lysimeter 15 to 58% at lysimeter 16 of all Cu input. Only 2% at lysimeter 15 to 10% at lysimeter 11 was discharged.

For Zn positive as well as negative balances were observed at the wastewater lysimeters. Whereas >100% of total Zn input loadings were removed by vegetation at the control removal rates at the wastewater lysimeters ranged from 55% to 78%. Since discharge at lysimeter 11 treated with 50% wastewater was maximal the balance is contradictory as compared to the other 50% wastewater lysimeter where loadings in discharge were only a third of that found at lysimeter 11. It is ascribed to different discharge quantities (1,169 L at lysimeter 11 vs. 422 L at lysimeter 14) over the 4 years.

4.5 Conclusions

Results showed high removal percentages by plants for N_{in}, P and micronutrients. Highest removal in soil and below ground biomass was assumed for macronutrients and Cu. Therefore, discharge quality was only influenced for Mg, Fe and Mn. During 4 years the quality of the discharge water was not adversely affected by application of wastewater containing nutrients. However, wastewater usage should be only considered for already nutrient-rich fen soils. Particularly in the future, potential continuous high P loadings in the discharge due to wastewater usage could lead to eutrophication. In this study, even for highest input loadings there was no discernible impact on the discharge water quality. After 45 months the fen soil still exhibits good P sorption capacity. Though, peatsoil can not dimensioned for a continuous P retention since sorption does not contribute to removal in a long-term operation. Besides, nutrient removal rates could be optimised by monitoring the wastewater quality (e.g. pH, Ca concentration). As fen soils will be saturated at any time, they

should be reevaluated periodically to determine the ultimate effects of wastewater usage on the fen soil. Therefore, questions remain regarding the expected life span of such a rewetted peatland. The long-term performance as regards nutrients (and potential pollutants) is still a matter of debate. Hydraulic loading is the most important factor affecting purification efficiency. In contrast to treatment wetlands, in our study the hydraulic loading was far lower depending only on the water balance. For a sustainable long-term storage of nutrients, vegetation must be harvested as it was considered in our study. The earlier harvesting took place the higher was the nutrient removal.

Acknowledgement

This study was financially supported by the scholarship programme of the German Federal Environmental Foundation (DBU) running from 2002 to 2005. Field and laboratory assistance was provided by many individuals.

5 Greenhouse Gas Fluxes during Peatland Restoration by Reuse of Wastewater – a Lysimeter Study

Silke Velty^{1*}, Jürgen Augustin², Axel Behrendt³ & Jutta Zeitz¹

¹ Humboldt University Berlin, Faculty of Agriculture and Horticulture, Institute of Crop Science, Division of Soil Science and Site Science, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin, Germany

* silke.velty@agrar.hu-berlin.de

² Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research, Institute for Landscape Matter Dynamics, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

³ Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research, Research Station for Agriculture, Station Paulinenaue, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue, Germany

Abstract

The present study aimed at assessing the effect of wastewater usage as alternative rewetting measure of fen soils over the growing season on greenhouse gas emissions and discuss potential changes in the greenhouse potential by this management practice. For a greenhouse gas discussion based on integrated CH₄, N₂O and CO₂ flux rates, diurnal and seasonal effects on trace gas fluxes were measured in our lysimeter study using the chamber methodology from May to December in 2003 and 2004. Gaseous fluxes were compared between fen soils in lysimeters treated with wastewater and/or freshwater for rewetting and a drained fen soil profile. Whereas the water level significantly affected gaseous fluxes the source of water mostly did not have a statistically significant effect on trace gas fluxes. However, there was a trend towards higher CH₄ emissions at the wastewater lysimeters (about 13,000 mg CH₄-C m⁻² yr⁻¹) as compared to the control lysimeter where sole freshwater was applied (<6,000 mg CH₄-C m⁻² yr⁻¹). The overall radiative forcing was reduced by rewetting as compared to drainage. But wastewater usage did not decrease the greenhouse effect to such an extent as it was found at the control. Nevertheless, regarding gaseous emissions wastewater reuse could be an alternative solution for water supply required during restoration of nutrient-rich fens in future instead of today's major peat oxidation and fen soil loss by drainage.

Keywords: fen, greenhouse gas, methane, carbon dioxide, nitrous oxide, rewetting

5.1 Introduction

Peatlands are important ecosystems in terms of global climate change. It has already been known that both natural and drained peatlands, including fens, emit greenhouse gases. In terms of global warming the emissions of CH₄ from waterlogged sites are most important whereas emissions of CO₂ and N₂O are mainly observed at drained sites (e.g. Moore & Dalva 1993, Nykänen et al. 1995, Aerts & Ludwig 1997, Augustin et al. 1998, Regina et al. 1999, Mitsch & Gosselink 2000, Maljanen et al. 2004). Generally, it is believed that drainage increases the global warming whereas restoration by rewetting decreases the greenhouse effect.

Regardless of peatland's contribution or attenuation to global warming they fulfil a number of useful ecological functions. Therefore, their protection and restoration have been stimulated. Restoration by rewetting of degraded peatlands demands a systematic water management. However, due to climatic conditions and as a result of changed land use (Trepel 2004) in combination with increased use of water there is an increasing water shortage in many areas in NE Germany (Dietrich et al. 2001b, Dietrich & Quast 2004). Since almost 50% of German fen soils (approximately half a million ha) are found in NE Germany and >97% of this area has been drained (Lenschow 1997, Quast 1997) alternative rewetting measures should be considered. At present, municipal wastewater is released into receiving water courses after treatment. In doing so, it is unable to make use of its large resource potential. So far, wastewater usage has not been considered for the rewetting of fen sites.

Although restoration of fen soils by means of purified municipal wastewater usage can be beneficial for the peatland's ecological functions it may have an adverse environmental impact by increasing the flux of greenhouse gases into the atmosphere. The increased inputs of nutrients by wastewater (notably N, P, and C) may lead to an increase in trace gas emissions since microbial activity and plant productivity may not be limited by nutrients and increases (cf. positive priming effect, Kuzyakov et al. 2000, Hamer & Marschner 2002).

Results on trace gas emissions, when municipal wastewater is used, have been only linked to the treatment of municipal wastewater in constructed wetlands (Johansson et al. 2003, 2004, Mander et al. 2005). Such wetlands have been used for water treatment since the 1950s (Verhoeven & Meuleman 1999). However, substrate within constructed wetlands is primarily mineral in sand and/or gravel size rather than it consists of highly organic material as peat does (Mander & Jenssen 2003). Therefore, it is unclear how reuse of nutrient-rich purified municipal wastewater for rewetting of peatsoils affects trace gas emissions in terms of global warming. To overcome the gap in knowledge, the present study using lysimeters, which are filled with peatsoil, vegetated and since 1992 rewetted, was initiated in 2003 and ran until the end of 2004. In this study, it was managed to rewet a NE German fen soil receiving municipal wastewater from the secondary treatment stage of a municipal wastewater treatment plant and to record the greenhouse gases CH₄, N₂O and CO₂. For an evaluation of the global warming potential, a comparison between lysimeters treated with nutrient-rich wastewater or solely with freshwater as well as without any

rewetting measures was drawn. Therefore, specific aims of this study were (1) to study the effect of wastewater use on trace gas fluxes and (2) to investigate the global warming potential of peatsoils subjected to different treatments.

5.2 Material and Methods

5.2.1 Site description

Gaseous emissions were measured at intact monoliths (1.5 m³) from the Havelluch minerotrophic peatsoil (East Germany) in 2003 and 2004. The organic soil consists of sedge and reed derived peat and is underlain by a sandy soil layer. More details of the peatsoil can be found in Table 5.1.

Table 5.1: Experimental setup and background information of the lysimeter study.

Lysimeter	No. 16	Wastewater lysimeters			Rewetted control	Drained lys.
		No. 11	No. 14	No. 15		
PEATSOIL CHARACTERISTICS						
Dry bulk density						
	[Mg m ⁻³]		0.43 0.38 ⁺			
C_t	[%]		34.5 37.3 ⁺			
N_t	[%]		2.7 2.9 ⁺			
pH			6.6 6.5 ⁺			
TREATMENT AND NUTRIENT INPUTS[†]						
Treatment[‡]	[L d ⁻¹]	16	8	8	4	Freshwater
DOC	[g m ⁻²]	38.0 / 21.9°	25.3 / 13.6°	26.7 / 14.3°	15.5 / 8.4°	12.8 / 5.4°
NH₄	[g N m ⁻²]	81.9 / 32.6°	42.3 / 16.6°	42.3 / 16.6°	21.4 / 8.5°	0.6 / 0.5°
NO₃	[g N m ⁻²]	4.7 / 12.4°	3.2 / 6.7°	3.4 / 6.9°	2.1 / 3.8°	1.7 / 1.1°
P_t	[g m ⁻²]	10.7 / 7.2°	5.4 / 3.6°	5.4 / 3.6°	2.7 / 1.8°	0.0 / 0.0°
PLANT PARAMETERS						
Vegetation		<i>Phragmites australis</i>	<i>P. australis</i>	<i>P. australis</i>	<i>P. australis</i>	None
Culm density	[culms m ⁻²]	205 / 222°	203 / 210°	109 / 113°	58 / 59°	468 / 416°
Biomass production						
	[g dry matter m ⁻²]	2,293 / 2,040°	2,074 / 1,853°	1,619 / 1,667°	1,098 / 969°	2,259 / 2,109°
N_t	[g m ⁻²]	18.5 / 12.1°	12.8 / 11.1°	16.2 / 9.4°	13.3 / 7.8°	9.7 / 9.3°
P_t	[g m ⁻²]	2.7 / 1.1°	2.1 / 1.1°	2.1 / 0.9°	1.6 / 0.8°	1.6 / 0.6°

⁺ First number indicates a depth of 0-20 cm below surface || the second one >50 cm (Data of analyses: 1972).

[†] Nutrients applied via wastewater, freshwater and precipitation.

[‡] Maximum daily applied wastewater.

[°] First number indicates the year 2003 / second one the year 2004.

^{*} Not determined.

Five lysimeters have been rewetted by freshwater over the period from April-October since 1992. In the growing seasons 2001 to 2004 four lysimeters were partly irrigated daily with purified municipal wastewater from the secondary treatment stage of the municipal wastewater treatment plant in Paulinenaue (60 km northwest of Berlin, Germany), serving approximately 1,000 population equivalents, and freshwater during the growing season. The amount of purified wastewater (maximum 16 L, 8 L, and 4 L wastewater) added was according to treatments (Table 5.1) and climatic conditions. Whereas the 8 L (lysimeter 11 and 14) and 4 L wastewater treatments (lysimeter 15) received also appropriate freshwater to maintain the water balance the control lysimeter was rewetted by the sole use of freshwater. Therefore, a clear gradation of nutrient loads due to different rewetting treatments was obviously (Table 5.1). Detailed information on wastewater and freshwater composition are provided by Velty et al. (2005b).

Water levels of lysimeters treated with wastewater and freshwater and of the control were at surface and did not vary over the period of study. In contrast to high water levels, a Havelluch fen soil profile drained for more than 30 years was investigated for trace gas emissions.

Only rewetted lysimeters were vegetated with common reed, *Phragmites australis* [(Cav.) Trin. ex Steudel]. Apart from the control culm densities were thinned manually in May 2003 and 2004, respectively. Plant properties and uptakes are shown in Table 5.1. Despite these properties no differences between reed stands were apparent. The drained fen soil was free of vegetation.

Soil temperature was measured 10 cm below soil surface adjacent to each chamber for gas flux measurement every time gas sampling was conducted. Precipitation height was recorded at a sampler at the lysimeter station.

5.2.2 Measuring and calculating gaseous fluxes

Trace gas flux measurements were conducted by the closed chamber method (Livingston & Hutchinson 1995) whereby the total gas exchange is measured, i.e. exchange through the soil-atmosphere interface and through lacunae of the plants. In spring 2003, round PVC collars (diameter about 0.5 m) were set to a depth of 10 cm into the fen soil of six lysimeters. Permanent collars were thought to cause less interference. Five collars were placed in rewetted and vegetated lysimeters. Another collar was located in the drained fen soil profile. During sampling, white 150 L PVC chambers with a height of 1.80 m for rewetted lysimeters were placed and sealed over the collar. These chambers were piled to cope with the height of *P. australis*. For a gas-tight seal, the joint between the chamber sections consisted of a water-filled channel lining the top of the base chamber into which the top chamber was inserted. The collar's seam was also filled with water for a gas-tight connection between the chamber sections. A 65.5 L chamber (height 0.5 m) was used for the drained, non-vegetated lysimeter.

Sampling strategy was fixed after a 24 hour sampling on 3/4 July 2003 in order to consider diurnal variations of the trace gas fluxes in later samplings which were carried out only once a day. Sampling was conducted biweekly in the morning between 07:45 and 9:45 h starting in May when wastewater use for rewetting started (12 May 2003, 10 May 2004) and were ceased in December before frost-thaw-cycles effected emission rates (4 December 2003, 16 December 2004). For sampling, one sample was taken from the chamber's headspace into evacuated 100 ml flasks one hour after covering. For it, gas within the chamber was mixed by a 12 V fan to secure complete mixing. Gas concentrations were analysed using a gas chromatograph system (Shimadzu) equipped with a flame ionisation detector (FID) for CH₄ and an electron capturing detector (ECD) for CO₂ and N₂O (modified according to Lofffield et al. 1997). Emission rates were calculated from the difference between gas concentrations sampled at t = 0 (before closure) and t = 1 (1 h after closure) by

$$r_{\text{gas}} = \frac{M \cdot p \cdot V \cdot \Delta c \times 10^{-6} \cdot f_1 \cdot f_2}{R \cdot T \cdot t \cdot A \times \text{ppm}} \quad \text{Equation 5.1}$$

where r_{gas} is the trace gas emission rate [$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$], M the molecular weight [g mol^{-1}], P the atmospheric pressure [Pa], V the volume of the chamber [m^3], ΔC the change of the gas concentration [ppm(v)], f_1 the factor for converting CH_4 in C (0.74868); N_2O in N (0.6365); CO_2 in C (0.27291), f_2 the factor for the conversion of the chamber base in 1 m^2 (5.20), R the universal gas constant [$\text{m}^3 \text{Pa K}^{-1} \text{mol}^{-1}$], T the chamber temperature [K], t the accumulation time [h], and A is the reference base [m^2].

Integration of emission data was assigned to an appropriate period assuming that observed emission rates were constant between two sampling dates. From January to April when N_2O and CO_2 fluxes were not recorded emissions similar to the November-December period were assumed. Potentially higher N_2O emission rates due to frost-thaw cycles in the period from January to April were not recorded and therefore annual emissions stand for rather low values than might have been actually observed. For CH_4 flux integration, about 80% of the total annual CH_4 emission was observed over the growing season by Kim et al. (1998a) and Meyer (1999). This proportion was applied to our data.

5.2.3 Statistical analyses

Differences in the trace gas emissions between differently treated lysimeters and between daytime and night-time measurements within each sampling period and between years of investigation were tested with one-way analysis of variance (ANOVA). Log-transformation of data did not better meet the requirements of normal distribution and variance homogeneity. Significant differences were determined with Dunn's test while the Kruskal-Wallis test was used to analyse any differences occurred. Tests of significance were conducted at the 0.05 probability level. All analyses apart from Dunn's test were performed using Statgraphics Plus 4.1 (Statistical Graphics Corp. 1994-1999).

5.3 Results

5.3.1 Environmental conditions

As compared to the 30 year (1971-2000) average precipitation and air temperature, the 2003 growing season was much drier and warmer and the 2004 season was only slightly wetter and warmer. The cumulative precipitation amounted to 338.6 mm from April-October in 2004 and exceeded those of 2003 by 68%. The precipitation in the growing season 2003 was only 63% of the 30 year norm. Much more days without precipitation occurred in this year (144 days compared to 122 days in 2004). A dry period appeared in July and August 2003. The 2003 growing season exceeded the 30 year average air temperature by 1.1°C . The air temperature of the 2004 growing season amounted to 13.9°C (0.2°C above the 30 year average). Soil temperature was higher at the rewetted and drained lysimeters in July and August 2003 as compared to 2004 data (Figure 5.1). Maximum soil temperature at the rewetted lysimeters was 20.5°C in mid-July 2003 whereas the 2004 soil temperature was not higher than 17.4°C .

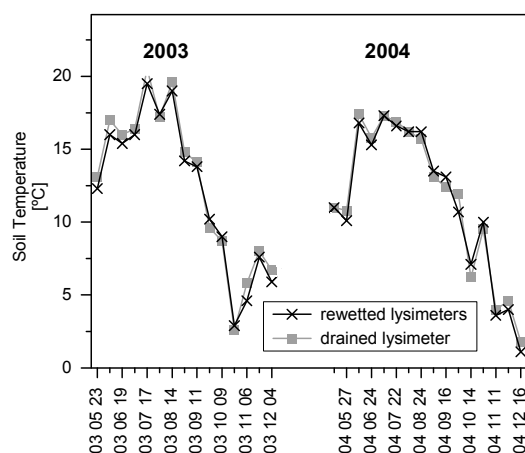


Figure 5.1: Seasonal variations in soil temperature at the rewetted and drained lysimeters in 2003 and 2004.

5.3.2 Diurnal trace gas flux variations

Methane fluxes

Data showed higher CH_4 emission rates during the day than at night-time at the rewetted lysimeters (Figure 5.2). Whereas during the day median emissions were $7,158 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ at night-time only $2,207 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ was emitted at the wastewater lysimeters. At the control, only a third was released over night as compared to day time emissions. There was a trend towards lower CH_4 emission rates at night-time, but none of the differences between daytime and night-time were statistically significant. Methane emissions at the wastewater lysimeters peaked twice over the daily course, one before midday and another one in the afternoon.

When calculating seasonal integrations of CH_4 emission rates on basis of a single hourly morning emission rate a correction factor was applied at the rewetted lysimeters because the morning data did not represent a 24 hour average. Under the prevailing weather and a highly developed *P. australis* stand at the rewetted lysimeters in our study the correction factor was 0.50.

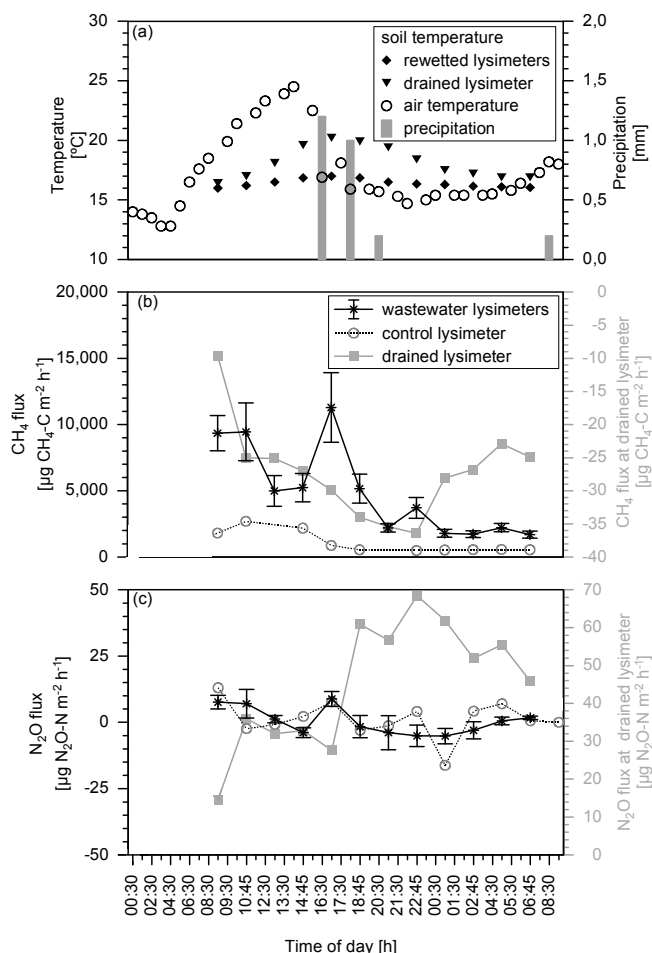


Figure 5.2: Diurnal variations in (a) temperature and precipitation, (b) CH₄ flux and (c) N₂O flux at differently treated fen soils in lysimeters on 3/4 July 2003. Fluxes at the wastewater lysimeters are means ($n=4$). Standard error bars in (b) and (c) are shown. Note different scales for drained and rewetted treatments.

Nitrous oxide fluxes

Diurnal changes of N₂O emission rates were only found at the drained lysimeter (Figure 5.2). Nitrous oxide emissions at the drained lysimeter averaged $29 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ over the day on 3 July 2003. At night-time on 3/4 July 2003 it doubled to $57 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ on average (Figure 5.2).

Since periods without light enhanced N₂O emissions at the drained lysimeter and the data observed in the morning did not demonstrate a daily average a correction factor of 2.8 was applied when seasonal integrations were calculated.

5.3.3 Seasonal trace gas flux variations

Methane fluxes

Considering seasonal changes (Figure 5.3), more CH₄ was emitted when lysimeters' water level was high as a result of rewetting by freshwater or/and wastewater. However, the control where rewetting was realised only by use of freshwater emitted always least compared to lysimeters which were treated with wastewater (Figure 5.4). The treatments were only statistically significant at the lysimeters receiving maximal 8 L wastewater (no. 11 and 14) compared to the control in 2004. Occasionally extremely high CH₄ emission rates were observed (Figure 5.3). For example,

16,395 $\mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ was emitted at the lysimeter treated with maximal 8 L wastewater (no.14) during sampling on 05 August 2004. After plant harvesting and after stopping application of wastewater at the end of October in the two studied years CH_4 emission rates at the wastewater lysimeters declined. At the control, CH_4 emissions decreased earlier, already at the beginning of September (Figure 5.3).

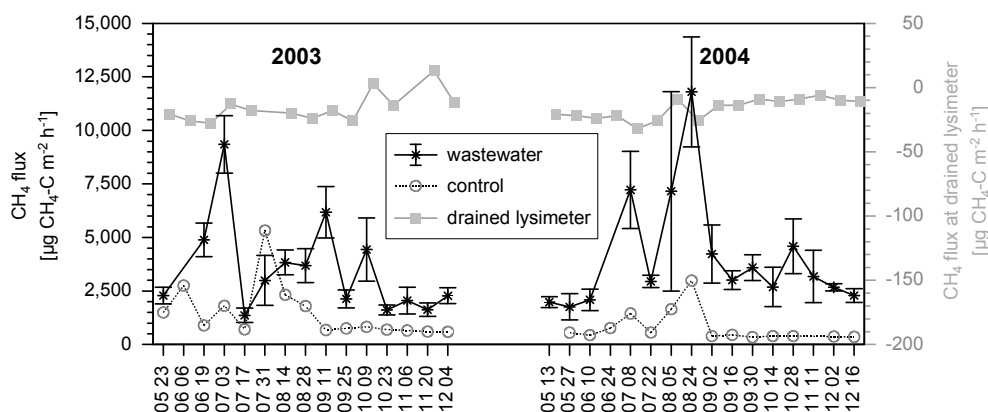


Figure 5.3: Seasonal CH_4 fluxes at differently treated lysimeters in both years of study. Emissions at the wastewater lysimeter represent means ($n=4$) and S.E. (bars). Note different scales for drained and rewetted treatments.

The drained lysimeter showed lowest CH_4 fluxes over the investigation periods (Figure 5.3), mostly negatively, indicating consumption of atmospheric CH_4 . Median CH_4 fluxes were smaller than $-10 \mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in both years.

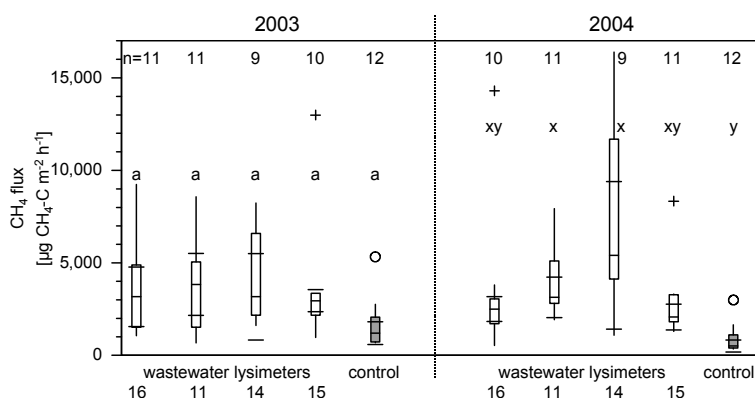


Figure 5.4: Boxplots showing CH_4 emission rates at the wastewater lysimeters and the control over the growing seasons 2003 and 2004 (Lower case letters indicate significant differences within years, $P < 0.05$; \square interquartile range, median, | notches, \perp from box to highest or lowest values excluding o outside values and + far outside values).

Nitrous oxide fluxes

Seasonal N_2O fluxes at the lysimeters treated with wastewater were always very low (Figure 5.5). Considering the control (sole use of freshwater), N_2O flux rates were in the same range as at the wastewater treatments. More than half of the observed N_2O fluxes from May to December in both years of study were below $0 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, indicating a consumption of atmospheric N_2O .

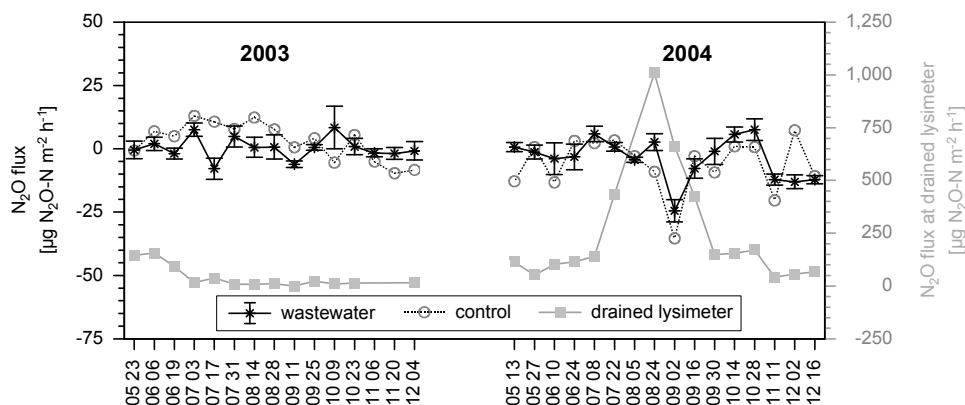


Figure 5.5: Seasonal N_2O fluxes at differently treated lysimeters over the studied period. Fluxes at the wastewater lysimeter represent means ($n=4$) and S.E. (bars). Note different scales for drained and rewetted treatments.

Nitrous oxide emissions at the drained lysimeter were higher over the growing season 2004 compared to the 2003 season.

Carbon dioxide fluxes

According to a lacking separation of soil and plant respiration Figure 5.6 depicts only CO_2 release at the drained lysimeter which was free of vegetation over the entire period of study. At the wastewater and control lysimeters emissions are only shown after clipping *P. australis*.

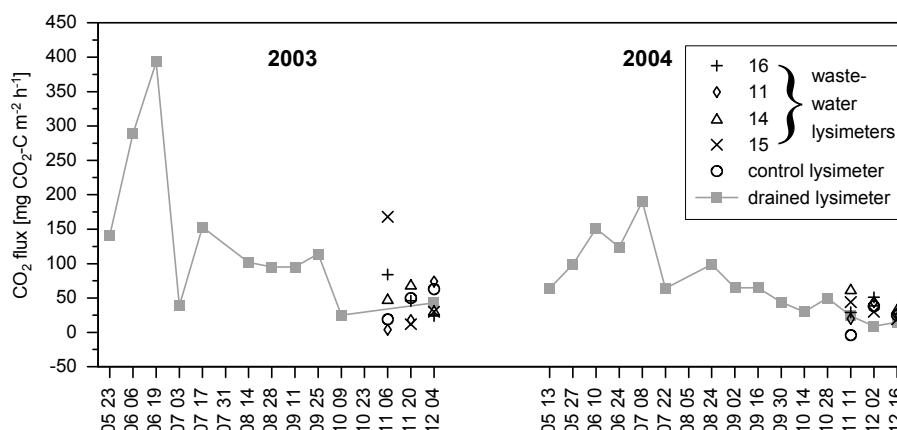


Figure 5.6: Soil respiration at the drained lysimeter and at lysimeters rewetted with wastewater and/or freshwater.

In 2003, on average more CO_2 was emitted at the drained lysimeter. On average 144 $mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}$ was emitted over the summer period in 2003. In 2004, averaged CO_2-C emissions of 91 $mg m^{-2} h^{-1}$ were recorded. There was a higher variability of CO_2 emission rates at the drained lysimeter in 2003 compared to those observed in 2004 (S.E. 34 vs. 13 $mg CO_2-C m^{-2} h^{-1}$). Low CO_2 emission rates were found at the end of the year. At this time, emissions between drained and rewetted lysimeters were comparably.

5.4 Discussion

5.4.1 Methane fluxes

Our applied correction factor due to diurnal variations of the methane emission is in conformity with results by Kim et al. (1998a) who determined an averaged ratio of night-time to daytime CH₄ emissions of 0.47 for the period with high plant productivity up to early senescence. Armstrong et al. (1996), van der Nat et al. (1998), Grünfeld & Brix (1999), Arkebauer et al. (2001), Brix et al. (2001) and Chanton et al. (2002) explained lower emission rates during night with the transport mechanism which is also outlined at a glance by Grosse et al. (1996). They demonstrated for *P. australis* that the shift to convective transport mechanism at daytime is more efficient than the diffusive transport at night-time. However, Kim et al. (1998b) and Arkebauer et al. (2001) demonstrated that only periods with a high development stage of *P. australis* (maxima biomass), a high solar radiation, a temperature higher than 20°C and a low relative humidity coincided with highest CH₄ emission rates so that our correction factor was only applied at months with high reed stands (July, August, September). Then, integrated annual emission rates at the rewetted wastewater lysimeters were less than it has been reported on natural or waterlogged minerotrophic peatlands or always at the low end of observed emission ranges (e.g. Sommer & Fiedler 2002, Augustin 2003b, Chimner & Cooper 2003, van den Bos 2003, Bubier et al. 2005).

The results from rewetted conditions showed a different pattern compared to drained conditions. Methane emissions at the drained lysimeter were statistically significantly lower than those in the high water level treatments (wastewater lysimeters and control). Whereas CH₄ was emitted at the rewetted lysimeters, it was consumed at the drained lysimeter. A correlation of water levels and CH₄ emissions has also been seen in other peatland studies (e.g. Augustin et al. 1998, Grünfeld & Brix 1999, Kettunen et al. 1999, Strack et al. 2004).

The difference in the emission rates at the rewetted lysimeters between both years (not only during the summer months) seemed to have been caused by varying factors like temperature, *P. australis* growth stage and possibly nutrient input loadings by wastewater. For instance, the above ground biomass in 2003 was 11% higher at the wastewater lysimeters except the 8 L wastewater lysimeter no. 14 compared to 2004. Bodelier & Laanbroek (2004) outlined that enhanced biomass can lead to a higher input of oxygen from the roots into the soil which affects CH₄ oxidation. However, different CH₄ emissions between the rewetted lysimeters were obviously not a result of different culm densities in the *P. australis* stand because calculated emission rates based on a standardised number of culms have not made all the differences. Kankaala et al. (2005) explained variations in CH₄ emissions from *P. australis* stands in the littoral zone by the number of shoots but they only investigated less dense sites.

There were a few seasonal trends at the rewetted lysimeters. During our study high rates of CH₄ emission in July and August were consistent with the result from Burke et al. (1988), Devol et al. (1988) and Kim et al. (1998a). Therefore, we did not relate maximum emission rates (e.g. in August 2004) to gas bubbling but to the plant growth stage and to environmental factors. Besides, observations by Brix et al. (1996) and van der Nat & Middelburg (1998) showed that ebullition is

only the dominating CH₄ transport system in non-vegetated or in vegetated areas with low plant biomass.

The decrease of CH₄ emissions at the vegetated and rewetted lysimeters at the end of the growing season indicated that either plant-mediated transport or a higher temperature or both was important before. A decrease of CH₄ emissions due to plant senescence or plant cutting would be in accordance with the observations by Kim et al. (1998a) and Kettunen et al. (2000). Also van der Nat & Middelburg (1998) showed the importance of *P. australis* stands because more than 90% of CH₄ transport can be plant-mediated when plants are mature.

Under waterlogged conditions, we assessed the effect of different wastewater levels containing different nutrient loadings on CH₄ fluxes. Contradictory results have been found on CH₄ emissions after addition of N and P and its effect on CH₄ production and oxidation is still under discussion (Segers 1998, Bodelier et al. 2000, Le Mer & Roger 2001, Mander et al. 2003a). Higher CH₄ emission rates might be explained by a stimulation of methanogenesis or an inhibition of CH₄ oxidation and the amount emitted is further influenced by several factors.

The control receiving always lowest nutrient input of the rewetted lysimeters emitted always less CH₄ than those lysimeters which were treated with both wastewater and freshwater. Very high NH₄⁺ inputs at the lysimeter receiving maximal 16 L wastewater obviously did not lead to an inhibition of CH₄ oxidation as it is generally thought (reviewed by Gullledge et al. 1997). Otherwise CH₄ emissions were expected to rise beyond CH₄ emissions at the other wastewater lysimeters with a lower NH₄⁺ input.

Since methanogenesis could be limited by the availability of organic matter the input of wastewater containing higher dissolved organic carbon (DOC) concentrations might also control CH₄ emissions. However, no correlation was found between CH₄ emissions and DOC input at the differently treated wastewater lysimeters. The organic carbon pool in the fen soil was obviously large enough considering the carbon content of harvested plants.

Since scarcely statistically significant differences between lysimeters treated with wastewater and the control where only freshwater was applied were found in our study we could finally not answer the question if the observed trend of always least CH₄ emissions at the control was only caused by a lesser nutrient input via freshwater as compared to wastewater lysimeters since other interacting factors discussed before could have counteracted or acted in an additive way to modify CH₄ emissions.

5.4.2 Nitrous oxide fluxes

Diurnal variations found in our study were in agreement with the findings by Regina et al. (1999) who showed that periods without light enhanced N₂O emissions at drained peatlands. Without use of the correction factor daily or annual emission rates at the drained lysimeter would be underestimated.

The anaerobic fen soils emitted less N₂O than the drained fen soil did. It has already been shown that peatlands with a high water table emit less N₂O than with a low water table (e.g. Regina et al.

1999, Merbach et al. 2002, Well et al. 2002, van Beek et al. 2004). Generally, fens under waterlogged conditions emit less N_2O but consume it occasionally as was also noticed by Regina et al. (1999), Augustin (2001) and Glatzel & Stahr (2002).

Variations in N_2O emissions at the drained lysimeter between years were probably evoked by the different soil water status since input of N via precipitation did not change major. Release of N_2O over the growing season was higher in the second year probably because of the rainfall pattern (cf. Hanson et al. 1994) and its effect on the soil water status in aerated soils for nitrification and denitrification processes (Davidsson & Leonardson 1997, Bollmann & Conrad 1998). Despite high annual variations integrated emission data was within the range reported by Augustin (2001, 2003) for drained fens in NE Germany under grassland use. In 2004, the drained lysimeter emitted four times of the N_2O emissions which were observed at Finish fens used for grassland production (Nykänen et al. 1995). Higher N_2O emissions were reported on unvegetated fen soils in Finland by Maljanen et al. (2004) but their recorded emissions were still only 61% of those emissions which we found in 2004.

Under rewetting, the N_2O fluxes at the wastewater lysimeters were not different from those at the control. At the rewetted lysimeters a consumption of N_2O was recorded whereas Martikainen et al. (1993) and Augustin et al. (1996) found low release rates in undisturbed fens. Since no difference between lysimeters rewetted with wastewater or freshwater occurred it could be assumed that the nitrate (NO_3^-) concentration in our study as important control on N_2O emissions (Poe et al. 2003, van Beek et al. 2004) did not regulate emissions of N_2O . The low N_2O emission at lysimeters rewetted with different quantities of wastewater might be caused by the depletion of NO_3^- in water even some NO_3^- was applied by wastewater. Additionally, NO_3^- removal through plant uptake may have occurred. For instant, Veltý et al. (2005b) showed that removal of nitrogen (N) by common reed was considerably higher than the inorganic N inflow loading rate provided at the control. Due to anaerobic conditions nitrification which might play a role as substrate for denitrification was limited and could only occur in the rhizosphere.

However, low N_2O emissions could also be attributed to denitrification further on to N_2 as Davidson (1991) stated by the water filled pore space model. The N_2 flux from incubated rewetted Havelluch fen soil cores in the laboratory was the main source of gaseous N losses. Dinitrogen emission was on average 379 times higher than the N_2O -N flux, ranging from 681 to 2,017 $\mu\text{g N}_2\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (own unpublished data). It has been reported by Münchmeyer (2001), Well et al. (2001, 2002), Mander et al. (2003a,b) and Rückauf et al. (2004) that N_2 emissions could have a major share in total N loss and N_2O emissions might be only of minor importance. From environmental concern addition of wastewater with high pH (pH 7.5, S.E. 0.04) suggests enhancement of the potential for denitrification since more N_2 than N_2O is released when a higher soil pH does not inhibit the reduction of N_2O to N_2 (cf. Gale et al. 1993, Verhoeven & Meuleman, 1999).

The denitrification process could also be limited by the availability of organic matter (Davidsson & Ståhl 2000) which was present in wastewater and freshwater as it has been discussed before. Whereas Kang et al. (1998) reported on limitation of denitrification by carbon availability even under high DOC concentrations other studies indicate that the organic carbon pool in wetlands is

large enough to supply electron donors for denitrification (Davidsson et al. 2002, van Beek et al. 2004) as it was assumed in our study.

5.4.3 Carbon dioxide fluxes

The drained fen soil has undergone high mineralisation due to drainage. It has been known that low water levels increase CO₂ emission from peatsoils. Carbon dioxide fluxes reported from drained German fen soils (e.g. Mundel 1976, Wessolek et al. 2002) were consistent with our findings. When weather conditions were more unfavourable for peat mineralisation at the end of the year CO₂ emission rates at the drained lysimeter resembled those at the rewetted lysimeters. Since no annual flux rate at the rewetted lysimeters was recorded a carbon storage for restored fens of 0.5 to 2.83 t CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ (Komulainen et al., 1999; van den Bos, 2003) was assumed as reported in less available literature which is probably caused by methodological problems in the determination of netto C. Van den Bos (2003) reported on the storage of 1 t CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ under favourable conditions (high reed productivity, low C turnover rates in peatsoil). When conditions are less favourable and storage rates in restored fen soils slow down over time he assumed a fixation of 0.5 t CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹.

5.4.4 Climatical relevance

The effect of the rewetting measure, meaning raised water levels by freshwater or wastewater utilisation on greenhouse gas emissions compared to the drained lysimeter is shown in Table 5.2. Without rewetting CH₄ was not emitted but consumed. Hence, the drained site was a small CH₄ sink (negative value) whereas rewetted fens emitted CH₄. The case was opposite for CO₂ assuming least storage data discussed above at the rewetted lysimeters. Therefore, whereas CH₄ emissions under anaerobic fen soil conditions contribute to the global warming at the same time carbon storage (remove of CO₂ from the atmosphere) suggest an attenuation of the greenhouse effect. For this reason and due to different time scales, Brix et al. (2001), Roulet (2000) and Whiting & Chanton (2001) concluded that peatlands can be a source or a sink for greenhouse gases.

Table 5.2: Global warming potential (kg CO₂-equivalents ha⁻¹ yr⁻¹) of three greenhouse gases at differently treated lysimeters. Data calculated according to the IPCC (2001) factors for global warming potential (23 for CH₄, 296 for N₂O over a 100 year time horizon).

Greenhouse gas	Wastewater lysimeters		Rewetted control		Drained lysimeter	
	2003	2004	2003	2004	2003	2004
CH ₄ [†]	3,993 *	4,126 *	1,794 *	832 *	-25	-24
N ₂ O [‡]	-12	-213	-34	-269	2,790 *	18,323 *
CO ₂ ^{‡*}	-1,832	-1,832	-1,832	-1,832	26,084	17,669
Σ radiative forcing	2,149	2,081	-72	-1,269	28,849	35,968

[†] Extrapolation of data according to Kim (1998a) that May-Oct data reflect 80% of total annual emissions.

[‡] Extrapolation of May-Dec emissions for a total year (for more explanation see text).

^{‡*} Carbon storage of 0.5 t CO₂-C ha⁻¹ yr⁻¹ according to van den Bos (2003) at restored lysimeters assumed.

* Corrections due to diurnal variations applied.

The global warming potential (GWP) integrates the climatic forcing of certain gases over time relative to the greenhouse effect of CO₂. As expected, the cumulative radiative forcing was higher for the drained fen soil than for the rewetted peatsoils (Table 5.2). Methane emissions were more relevant at the wastewater lysimeters (>65% of total cumulative GWP) whereas the cumulative

GWP of the control was mainly determined by CO₂ fixation (>50%). At the drained lysimeter CO₂ release (>50% of total GWP) and emission of N₂O (especially in 2004) contributed mainly to the total cumulative GWP. Probably due to nutrient-rich wastewater use for rewetting the radiative forcing increased as compared to the control and contributed to climate warming. However, the cumulative GWP at the wastewater lysimeters was less than 7.5% of those calculated at the drained lysimeter. Therefore, even this alternative rewetting measure enforced global warming as compared to conventional rewetting (control) it reduced the radiative forcing in comparison to the drained fen soil lysimeter even under unfavourable conditions (weather conditions in 2003, small CO₂ storage). Under the assumption of a higher CO₂ storage at the waterlogged wastewater lysimeters the advantage of the alternative rewetting measure over the drained fen soil profile will be even more apparent.

5.5 Conclusions

Water level (rewetting vs. drainage) was the major parameter controlling greenhouse gas fluxes at the Havelluch fen soil and the magnitude of response was not found to depend statistically significantly on the water quality (wastewater vs. freshwater) used for rewetting. However, wastewater application instead of nutrient-poorer freshwater for rewetting seemed to enhance CH₄ emissions. Since differences were statistically not significant further study for clearance is needed. Greenhouse gas fluxes are sensitive to many parameters. Therefore, measurements should be conducted over several years to evaluate the effect of wastewater utilisation. Additionally, the application of our results from small areas as it is limited by the use of chambers and the lysimeter study to the regional and global scale remains uncertain.

In terms of global warming, a definite evaluation of the alternative rewetting measure for fen restoration depends on the amount of CO₂ fixation (which we did not determine). The conclusion is that rewetting even by means of nutrient-rich wastewater can reduce greenhouse gas emissions as compared to drained fen sites but enhances the effect on global warming slightly in relation to rewetting by freshwater. Since peatlands vary in their emissions, depending on vegetation type, nutrient status of the peat and peat composition results of our study on the rewetting of the Havelluch fen soil by wastewater utilisation can not be applied to any fen soil offhand.

Acknowledgement

The first author gratefully acknowledges the German Federal Environmental Foundation (DBU) for a receipt of a fellowship within the scholarship programme. In addition, we thank Mr. L. Steffens from the Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research for expert laboratory assistance on gas measurements.

Zusammenfassung/Summary

Zur Einschätzung der Auswirkungen einer Wiedervernässungsmaßnahme auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoors wurde ein ehemals entwässertes und seit 1996 wieder vernässtes ca. 10 Hektar großes Areal im Randow-Welse-Bruch im nordöstlichen Brandenburg über mehrere Jahre untersucht.

Stoffkreisläufe wurden vor allem in Abhängigkeit der sich durch die Wiedervernässung ändernden Redoxbedingungen modifiziert. Obwohl Phosphor, ein die Eutrophierung auslösendes Element, selbst direkt nicht durch einen Wechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen durch die Wiedervernässung beeinflusst wird, änderte sich dessen Mobilität auf Grund der Rücklösung seines Sorptionspartners.

Infolge der anhaltend reduzierenden Bedingungen fand nach mehrjähriger Wiedervernässung der Prozess der Rücklösung amorpher Eisen(hydr)oxide statt, wobei der ehemals an diese Verbindungen fixierte Phosphor freigesetzt wurde. Selbst nach 6 Jahren war die Mobilisierung des Eisens aus diesen amorphen Verbindungen nicht abgeschlossen. Derzeit kann nicht abgeschätzt werden, wie lange die Rücklösung und damit eine Freisetzung von Phosphor andauern wird. Untersuchungen im Niedermoorgebiet des Peenetales (Jordan 2004) zeigten ähnliche Ergebnisse, wobei die Reduzierung von Fe(III) zu Fe(II) nach 9 Jahren noch nicht abgeschlossen war.

Daher muss die Phosphor-Freisetzung bei der Wiedervernässung von Niedermooren mit einem hohen Gehalt an amorphen Eisenverbindungen für einen gegenwärtig nicht quantifizierten Zeitraum in Betracht gezogen werden, was zu vorübergehenden Konflikten im Wasser- und Bodenschutz führen kann. Der Wiedervernässung als Maßnahme zum Bodenschutz bei Niedermooren steht eine vorübergehende Freisetzung von Phosphor, was zu einem erhöhten Phosphor-Austragsrisiko und damit zu einem Eutrophierungsrisiko für angrenzende Ökosysteme führen kann, gegenüber. Jedoch bedeutet eine erhöhte Freisetzung von Phosphor nicht automatisch ein erhöhtes Austragspotenzial, denn nach der Mobilisierung von Phosphor kann es beispielsweise in kalkreichen Substraten als Calciumphosphat gefällt werden. Weiterhin wird Phosphor an aeroben Phasengrenzen an Fe(III) erneut festgelegt. Zusätzlich kann Phosphor nach initiiertem Torfwachstum wieder in der organischen Substanz gespeichert und somit einer Freisetzung dauerhaft entzogen werden.

Bei einem prognostizierten sehr hohen Phosphor-Austragspotenzial des Niedermoorbodens sollten die durch eine Wiedervernässung auftretenden ökologischen Auswirkungen bewertet und über einen gewissen Zeitraum eventuell Maßnahmen (z.B. Errichtung einer Phosphor-Fällungsanlage wie im Rambower Moor) getroffen werden, die zu einer gezielten Phosphor-Festlegung in der wieder vernässten Fläche führen, damit durch die Wiedervernässung der Niedermoorfläche nicht die Eutrophierung benachbarter Ökosysteme verursacht wird. Erhöhte Phosphor-Austräge nach einer Wiedervernässungsmaßnahme würden den Zielen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000) sowie den Bemühungen von HELCOM (Helsinki Commission) und OSPAR (Kommission zum Schutz des Nordostatlantiks), diffuse Stoffeinträge zu vermindern, widersprechen.

Ob die Wiederverwendung von gereinigtem kommunalen Abwasser zukünftig eine Alternative zur Wiedervernässung von Niedermooren darstellen könnte, wurde durch Lysimeteruntersuchungen, in denen gereinigtes Abwasser einer zweistufigen kommunalen Abwasserbehandlungsanlage eingesetzt wurde, untersucht. Zur Überprüfung, inwiefern Niedermoore nach einer Wiedervernässung wieder als Nährstoffsinken sowie als zusätzliche Reinigungsstufe für Abwässer fungieren und zusätzlich einen positiven Beitrag zur Reduzierung des Treibhauseffektes liefern, wurden Stoffumsätze von Niedermoorprofilen in Lysimetern bilanziert. Damit sollte eine Bewertung möglich werden, ob die Rückführung des gereinigten Abwassers in die Landschaft ökologisch verträglich ist.

Bezüglich der untersuchten Nährstoffe und Schwermetalle bestand im Untersuchungszeitraum kein Gefährdungsrisiko für Boden und Wasser bei Einsatz gereinigter kommunaler Abwässer als alternative Wiedervernässung der Niedermoorprofile aus dem Havelländischen Luch (Brandenburg). Bedingung für einen längerfristigen Einsatz mit gereinigtem kommunalen Abwasser ist die Entnahme der Pflanzensubstanz, damit nicht durch den Abbau der Biomasse die Nährstoffe, einschließlich des Phosphors, freigesetzt und dem Boden bzw. dem Wasser wieder zugeführt werden können. Durch jährliche Ernte der Schilfbiomasse lässt sich dauerhaft ein großes Nährstoffpotenzial entziehen, das umso größer ist, je zeitiger die Ernte im Herbst erfolgt. Rationelles Ernten für eine stoffliche und energetische Verwertung von Schilf (Wichtmann 1999, Mauring 2003) wird erst im Winter durchgeführt. Daher sollte künftig ebenso untersucht werden, wie durch eine sehr späte sowie eine unterlassene Ernte des Pflanzenbestandes die Nährstoffe durch den Abbau der Biomasse freigesetzt, gegebenenfalls in neu gebildeter organischer Substanz gespeichert bzw. dem Nährstoffkreislauf wieder zugeführt werden und wie dadurch die Nährstoffbilanz beeinflusst wird. Torfbildung als Retention ist wegen der geringen jährlichen Akkumulationsraten für die Verbesserung der Wasserqualität jedoch von untergeordneter Bedeutung – auch wenn diese geringen Akkumulationsraten langfristig enorme Kohlenstoff- und Stickstoffmengen den globalen Stoffkreisläufen entziehen können (Trepel 2001).

Die Erfassung der gasförmigen Emissionen ermöglichte eine Berücksichtigung innerhalb der Stoffbilanzierung und andererseits eine Bewertung der Wiedervernässungsmaßnahme hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Auf Grund des anaeroben Milieus durch die Wiedervernässungsmaßnahme wurde neben Lachgas auch molekularer Stickstoff als gasförmige Stickstoffverbindung gebildet. Besonders in Hinblick auf die Klimarelevanz der emittierten Spurengase während der Wiedervernässung ist diese Tatsache bedeutsam, denn während Lachgas ein klimarelevantes Gas ist, besitzt molekularer Stickstoff kein Treibhauspotenzial. Daher wäre eine potentielle Erhöhung der Nitrat-Stickstoff-Fracht im Abwasser unbedenklich, denn das hohe Denitrifikationspotenzial des Niedermoorbodens würde höhere Emissionen des für den Treibhauseffekt unbedenklichen molekularen Stickstoffs anstelle des klimarelevanten Lachgases zur Folge haben.

Die summarische Klimawirkung der Wiedervernässungsmaßnahme konnte nur mittels in der Literatur diskutierten CO₂-Akkumulationsraten im Boden bei wieder vernässten Niedermooren abgeschätzt werden, da mit dem gewählten methodischen Ansatz der Anteil des Kohlenstoffdioxids von Boden und Pflanze nicht getrennt werden konnte. Demnach zeigte sich gegenüber der

entwässerten Lysimetervariante ein deutlich positiver Beitrag zur Reduzierung des Treibhauseffektes durch die Wiedervernässung, was bereits bisherige Studien festgestellt hatten. Jedoch ist offensichtlich die Qualität des Zusatzwassers, das zur Wiedervernässung der Torfprofile des Niedermoors Havelländisches Luch eingesetzt wurde, entscheidend. Der positive Effekt der Wiedervernässung auf die kumulierte Klimawirkung der Treibhausgase wurde durch Anwendung von gereinigtem Abwasser mit höherem Nährstoffeintrag gegenüber Leitungswasser (Kontrollvariante) zur Wiedervernässung abgeschwächt. Während für das Kontroll-Lysimeter insgesamt eine Verminderung des Treibhauseffektes (negative Zahlen) durch ganzjährig hohe Wasserstände dokumentiert wurde, wurde für die durch Abwasser wieder vernässten Niedermoor-Lysimeter eine summarische Klimarelevanz der Spurengasemission von $<2.200 \text{ CO}_2\text{-Äquivalente ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt, so dass auch eine Wiedervernässung durch Einsatz von Wasser mit einer hohen Nährstofffracht einen Beitrag zur Reduzierung des Treibhauseffektes gegenüber des entwässerten Lysimeters leisten kann. Die Anwendung abgestufter Abwassermengen, was eine entsprechend differenzierte Nährstofffracht bedeutete, zeigte allerdings keinen statistisch signifikanten Einfluss der Abwasservarianten untereinander auf die Spurengasemissionen.

In eutrophen Niedermoorökosystemen sind nährstoffreiche Wasserzuflüsse aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen als alternative Wiedervernässungsmaßnahme geeignet, so dass gereinigtes Abwasser den Landschaftswasserhaushalt stützen könnte. Würden die während der Vegetationsperiode (April-Oktober) im Bundesland Brandenburg anfallenden gereinigten kommunalen Abwässer vollständig zur Wiedervernässung von Niedermoores genutzt werden, könnten unter Annahme einer hohen Evapotranspirationsrate für Schilf von ca. 1.300-1.400 mm (Behrendt 1996, Dannowski & Balla 2004, eigene unveröff. Daten) 3,6-3,9% der Niedermoorflächen in Brandenburg auf diese Weise vernässt werden. Wenn außerdem die über das Winterhalbjahr anfallenden Abwässer zur Wiedervernässung von Niedermoores im Sommerhalbjahr eingesetzt werden würden, was eine Speicherung der Abwässer erforderlich machen würde, könnten sogar bis 7% der Brandenburger Niedermoorflächen vernässt werden.

Eine endgültige Bewertung des Einsatzes von gereinigtem kommunalen Abwasser als alternative Wiedervernässungsmaßnahme für Niedermoores lässt sich erst unter Einbeziehung weiterer Stoffe (vor allem pharmazeutische Rückstände) vornehmen. Zudem muss darauf hingewiesen werden, dass auf Grund des vielfältigen geochemischen Spektrums, des Profilaufbaus und der Klimaverhältnisse die Ergebnisse nicht auf alle norddeutschen Niedermoores übertragbar sind.

Bei Niedermoores, die infolge hoher Gehalte an Eisen(hydr)oxiden nach der Wiedervernässung ein erhöhtes Phosphor-Freisetzungspotenzial besitzen, sollte anfangs eine Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser, was erhöhte Phosphor-Frachten enthält, nicht in Erwägung gezogen werden. Erst wenn nach einer noch zu definierenden Zeitspanne die Freisetzung von Phosphor auf Grund der Rücklösung der oxidischen Eisenverbindungen abnimmt, kann eine Anwendung von Abwasser zur Stützung der Wasserhaushaltsbilanz empfohlen werden. Jedoch sollte ein permanentes Monitoring (mit fortschreitender Zeit kürzere Beprobungsintervalle) prüfen, wann die Phosphorsorptionskapazität der Torfe durch die Befruchtung mit phosphorhaltigem Abwasser überschritten wird. In Abhängigkeit der Qualität und Quantität des Abwassers sowie des

geochemischen Spektrums des Moores kann der Einsatz von gereinigtem kommunalen Abwasser für die bisher untersuchten Parameter (Makro- und Mikronährstoffe, Schwermetalle) für bis zu mehrere Jahrzehnte, in Anlehnung an die Betriebsdauer von bewachsenen Bodenfiltern (constructed wetlands), empfohlen werden.

Summary

A formerly drained, and since 1996 rewetted, 10 ha fen site within the Randow-Welse-Bruch fen area in northeastern Brandenburg (Germany) has been investigated for several years to evaluate the impacts of rewetting on nutrient dynamics of the degraded fen.

Modifications of nutrient cycles were attributed to changes in redox conditions after rewetting. Although phosphorus which causes eutrophication is not directly influenced by a change from aerobic to anaerobic conditions following rewetting its availability increased due to the dissolution of reactive iron (hydr)oxides where phosphorus was fixed before.

With prolonged water-logging phosphorus was released from Fe(III) (hydr)oxides. Even 6 years after rewetting the iron content in the peatsoil horizons decreased, suggesting the dissolution of these amorphous iron compounds and a concomitant release of phosphorus. How long-term release of phosphorus will continue has not yet been identified. Similar to our results, Jordan (2004) showed that reduction of Fe(III) to Fe(II) has not been completed in a long-term rewetted fen soil (rewetting for 9 years) in the Peenetal fen area in NE Germany.

Therefore, a release of phosphorus after rewetting of fens which are rich in amorphous iron compounds should be considered for a certain period which has not been quantified at present. Hence, phosphorus release due to rewetting may lead to temporary conflicts with water and soil protection since phosphorus can play an important role in maintaining the water quality of adjacent ecosystems. Rewetting, as a soil restoration measure, may cause a temporary release of phosphorus which could result in a higher risk of enhanced phosphorus export and in eutrophication of neighbouring ecosystems. Thus, a rewetted fen soil might be a source of phosphorus unless released phosphorus is retained by several processes. Mobilised phosphorus can be precipitated in carbonate rich soils. Furthermore, redox interfaces may decrease phosphorus mobilisation after its release from iron (hydr)oxides. Additionally, phosphorus can be stored in organic matter for a long time when new peat is formed.

If a very high phosphorus release and export from the fen soil according to the planned rewetting measure is forecasted phosphorus must be retained by implementation of special actions (e.g. chemical precipitation as in the Rambower Moor fen area in NE Germany). Otherwise, rewetting of fen sites and an increased phosphorus export would not contribute to the common target of environmental policies (e.g. EU Water Framework Directive, Helsinki Convention – HELCOM, OSPAR Convention).

A lysimeter study was carried out to promote the reuse of purified municipal wastewater as an alternative solution for water supply required during rewetting of fens. Fen soil lysimeters were irrigated with wastewater of the secondary treatment of a municipal wastewater treatment plant over the growing seasons. The objective of this study was to assess how restoration of a degraded fen by means of wastewater usage affects input/output nutrient mass balances. We investigated if nutrients of the wastewater applied are retained meaning that the fen soil is used for an additional

treatment of the effluent of a conventional purification plant. Furthermore, we assessed the effect on trace gas emissions and discussed potential changes in the greenhouse potential.

No adverse impact of wastewater utilisation for rewetting the fen soil lysimeters on soil and water quality was found over the period of study with regard to the investigated nutrients and heavy metals. For a long-term usage of wastewater for fen rewetting, vegetation must be harvested. If it is not then nutrients including phosphorus are released after biomass decomposition and get into the soil and into water again. An annual harvest of above ground reed biomass removed a high nutrient potential. The earlier harvesting in autumn takes place the higher the nutrient removal. An efficient harvest for recycling and energy recovery is normally performed in winter. Thus, in future it should be investigated how very late harvests or missing harvests can affect the release of nutrients by decomposition, storage in newly formed organic matter or a return into nutrient cycles. The formation of peat as a potential retention process does not play an important role in improving the water quality even if very low accumulation rates remove huge amounts of carbon and nitrogen from global cycles (Trepel 2001).

Gaseous fluxes during alternative rewetting were estimated for a consideration within nutrient balances and to evaluate the global warming and cooling, respectively. Besides nitrous oxide dinitrogen, which does not contribute to global warming in contrast to nitrous oxide, was formed and released under anaerobic conditions following rewetting. A potential increase of the nitrate concentration in wastewater would be harmless because a high denitrification of the fen soil would cause a major share of dinitrogen emissions of the total gaseous nitrogen loss. Thus, nitrous oxide emissions would be of minor importance.

In terms of global warming, an evaluation of the alternative rewetting measure for fen restoration depends on the amount of carbon dioxide fixation which we did not determine. The data discussed in literature has provided the basis for a definite evaluation. To reduce overall greenhouse gas emissions, the decrease of carbon dioxide emissions following rewetting must exceed the increase of methane emissions (based on CO₂-equivalents). Rewetting even by means of nutrient rich wastewater contributes to a reduction of the greenhouse gases as compared to the drained fen soil lysimeter but enhances the effect on global warming in relation to rewetting by tap water. The radiative forcing at the control lysimeter which was only rewetted by means of tap water was negative, indicating a reduction of greenhouse gas emissions. The cumulative global warming at the wastewater lysimeters was <2,200 CO₂-equivalents ha⁻¹ yr⁻¹. Since differences in gas fluxes among lysimeters treated with different levels of wastewater were statistically not significant further study of clearance is needed.

The conclusion is that nutrient rich water from municipal treatment plants is suited as alternative rewetting measure for eutrophic fen ecosystems in NE Germany. Therefore, purified wastewater could support the water balance. If purified municipal wastewater in the state Brandenburg (Germany) would be completely used for fen restoration over the growing season (April-October) then 3.6-3.9% of the total fen area in Brandenburg could be rewetted assuming a high evapotranspiration by reed of 1,300-1,400 mm (Behrendt 1996, Dannowski & Balla 2004, own unpublished data). Actually, up to 7% of the Brandenburg fen area could be rewetted if treated

wastewater over the winter half year could be stored and used additionally for rewetting within the summer months.

A final assessment of the use of purified municipal wastewater as alternative rewetting measure for fens can not be made until the investigation of more substances (mainly pharmaceutical residua). Results of our study on the rewetting of the Havelluch fen soil by purified wastewater can not be applied to any fen in North Germany due to the manifold geochemical spectrum, the profile composition, vegetation type and climatic conditions.

Fens which are rich in iron (hydr)oxides and therefore have an enhanced risk of phosphorus release should not be rewetted by wastewater initially since the wastewater itself contains increased phosphorus concentrations. Not until the dissolution of iron compounds and the phosphorus release decreases after a fairly long time could use of wastewater recommended. However, as the fen soil will be saturated with phosphorus at any time a re-evaluation of the fen soil's sink function should be made. Depending on the quality and quantity of applied wastewater and on the geochemistry of the fen soil in terms of the investigated parameters (macro- and micronutrients, heavy metals) use of purified municipal wastewater is recommended for several years up to probably many decades following the operation times of constructed wetlands.

Literatur

- Aerts, R. & Ludwig, F. (1997): Water-table changes und nutritional status affect trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1691-1698.
- AG Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Aufl., Schweizerbart'sche, Hannover, Deutschland, 392 S.
- Ait Ali, N., Bernal, M.P. & Ater, M. (2004): Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc. *Aquat. Bot.* 80, 163-176.
- Arkebauer, T.J., Chanton, J.P., Verma, S.B. & Kim, J. (2001): Field measurements of internal pressurization in *Phragmites australis* (Poaceae) and implications for regulation of methane emissions in a midlatitude prairie wetland. *Am. J. Bot.* 88, 653-658.
- Armstrong, J., Armstrong, W. & Beckett, P.M. (1996): Pressurised ventilation in emergent macrophytes: the mechanism and mathematical modelling of humidity-induced convection. *Aquat. Bot.* 54, 121-135.
- Augustin, J. (2001): Nordostdeutsche Niedermoore als Quelle relevanter Spurengase. 28-38. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Augustin, J. (2003a): A Helium incubation method to determine flux rates of CH₄, CO₂, N₂O, and N₂ of drained and flooded wetland soils. 65-70. – in: Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A. [eds.]: *Constructed and riverine wetlands for optimal control of wastewater at catchment scale*. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, 342 p.
- Augustin, J. (2003b): Einfluß des Grundwasserstandes auf die Emission von klimarelevanten Spurengasen und die C- und N-Umsetzungsprozesse bei nordostdeutschen Niedermooren. 38-54. – in: LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) [Hrsg.]: *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren*. Wissenschaftliches Kolloquium in Güstrow, Schriftenreihe des LUNG 2, 107 S.
- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. & Reining, R. (1996): Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *J. Appl. Bot. – Angew. Bot.* 70, 45-51.
- Augustin, J., Merbach, W. & Rogasik, J. (1998): Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biol. Fert. Soils* 28, 1-4.
- Austin, W.E. & Huddleston, J.H. (1999): Viability of permanently installed platinum redox electrodes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1757-1762.
- Axt, J.R. & Walbridge, M.R. (1999): Phosphate removal capacity of palustrine forested wetlands and adjacent uplands in Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1019-1031.
- Balla, D., Veltz, S. & Dannowski, R. (2004): Wirkung einer Wiedervernässungsmaßnahme auf das Grund- und Oberflächenwasser – Pilotanlage Biesenbrow. *Arch. für Nat. Lands.* 43, 41-58.

- Behrendt, A. (1996): Grundwasserlysimeteruntersuchungen zum Wasserverbrauch und zur Nährstoffdynamik bei der Renaturierung von Niedermooren. 28-34. – in: Schälitz, G., Behrendt, A., Merbach, W. & Fechner, M. [Hrsg.]: Stoffhaushalt von Niedermooren und hydromorphen Mineralböden des nordostdeutschen Tieflandes. ZALF–Bericht 26, 86 S.
- Blankenburg, J., Hennings, H.H. & Schmidt, W. (2001): Bodenphysikalische Eigenschaften und Wiedervernässung. 81-91. – in: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.]: Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Bodelier, P.L.E., Hahn, A.P., Arth, I.R. & Frenzel, P. (2000): Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emissions from soils planted with rice. *Biogeochemistry* 51, 225-257.
- Bodelier, P.L.E. & Laanbroek, H. (2004): Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47, 265-277.
- Bollmann, A. & Conrad, R. (1998): Influence of O₂ availability on NO and N₂O release by nitrification and denitrification in soils. *Glob. Change Biol.* 4, 387-396.
- Böttcher, J. & Strebel, O. (1985): Redoxpotential und Eh/pH-Diagramme von Stoffumsetzungen in reduzierendem Grundwasser (Beispiel Fuhrberger Feld). *Geol. Jb.* C40, 3-34.
- Bowman, R.A. & Cole, C.V. (1978): An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. *Soil Sci.* 125, 95-101.
- Breeuwsma, A. & Schoumans, O.F. (1986): Fosfaatophoping en –uitspoeling in de bodem van mestoverschotgebieden. Rapport 1866, Stiboka, Wageningen, Netherlands.
- Bridgman, S.D., Johnston, C.A., Schubauer-Berigan, J.P. & Weishampel, P. (2001): Phosphorus sorption dynamics in soils and coupling with surface and pore water in riverine wetlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 577-588.
- Bridgman, S.D., Pastor, J., Janssens, J.A., Chapin, C. & Malterer, T.J. (1996): Multiple limiting gradients in peatlands: a call for a new paradigm. *Wetlands* 16, 45-65.
- Brix, H. (1994): Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29, 71-78.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Schierup, H.-H. (1996): Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 54, 151-163.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Lorenzen, B. (2001): Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquat. Bot.* 69, 313-324.
- Brookes, P.C., Heckrath, G., De Smet, J., Hofman, G. & Vanderdeelen, J. (1997): Losses of phosphorus in drainage water. 253-271. – in: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. & Johnston, A.E. [eds.]: Phosphorus loss from soil to water. CAB International, New York, USA, 467 p.
- Brümmer, G. (1974): Redoxpotentiale und Redoxprozesse von Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen in hydromorphen Böden und Sedimenten. *Geoderma* 12, 207-222.

- Bubier, J., Moore, T., Savage, K. & Crill, P. (2005): A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year. *Global Biogeochem. Cycl.* 19, GB 1023.
- Burke R.A., Barber, T.R. & Sackett, W.M. (1988): Methane flux and stable hydrogen and carbon isotope composition of sedimentary methane from Florida Everglades. *Global Biogeochem. Cycl.* 2, 329-340.
- Chacón, N., Dezzio, N. Muñoz, B. & Rodríguez, J.M. (2005): Implications of soil organic carbon and the biogeochemistry of iron and aluminium on soil phosphorus distribution in flooded forests of the lower Orinoco River, Venezuela. *Biogeochemistry* 73, 555-566.
- Chagué-Goff, C., Rosen, M.R. & Eser, P. (1999): Sewage effluent discharge and geothermal input in a natural wetland, Tongariro Delta, New Zealand. *Ecol. Eng.* 12, 149-170.
- Chang, S.C. & Jackson, M.L. (1957): Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.* 84, 133-144.
- Chang, S.C. & Jackson, M.L. (1958): Soil phosphorus fractions in some representative soils. *Soil Sci.* 9, 109-119.
- Chanton, J.P., Arkebauer, T.J., Harden, H.S. & Verma, S.B. (2002): Diel variation in lacunal CH₄ and CO₂ concentration and $\delta^{13}\text{C}$ in *Phragmites australis*. *Biogeochemistry* 59, 287-301.
- Chimner, R.A. & Cooper, D.J. (2003): Carbon dynamics of pristine and hydrologically modified fens in the southern Rocky Mountains. *Can. J. Bot.* 81, 477-491.
- Clymo, R.S., Dawson, F.H., Bertram, B.C.R., Burt, T.P., Gilman, K., Ingram, H.A.P., James, R., Kirkby, M.J., Lee, J.A., Maltby, E., Wheeler, B.D. & Wilcock, D. (1995): Conclusion: Directions for research on wetlands in Britain. 467-478. – in: Hughes, J.M.R. & Heathwaite, A.L. [eds.]: *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. Wiley, Chichester, UK, 486 p.
- Cook, R.B. & Kelly, C. (1992): Sulphur Cycling and fluxes in temperate dimictic lakes. 145-188. – in: Howarth, R.W., Stewart, J.W.B. & Ivanov, M.V. [eds.]: *Sulphur cycling on the continents: wetlands, terrestrial ecosystems and associated water bodies*. SCOPE 48, Wiley, Chichester, UK, 350 p.
- Coombes, C. & Collett, P.J. (1995): Use of constructed wetland to protect bathing water quality. *Wat. Sci. Technol.* 32, 149-158.
- Cornell, R.M. & Schwertmann, U. (2003): *The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrences and uses*. 2nd ed., Wiley-VCH, Weinheim, Deutschland, 664 p.
- Craft, C.B. & Richardson, C.J. (1993): Peat accretion and phosphorus accumulation along a eutrophication gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry* 22, 133-156.
- Dannowski, R. & Balla, D. (2004): Wasserhaushalt und geohydrologische Situation einer vernässten Niedermoorfläche mit Schilfanbau in Nordost-Brandenburg. *Arch. für Nat. Lands.* 43, 27-40.
- Darke, A.K., Walbridge, M.R. & Lockaby, B.G. (1997): Changes in Al and Fe crystallinity and P sorption capacity in a floodplain forest soil subjected to artificially manipulated flooding regimes in field mesocosms. *Wetlands Ecology and Management* 4, 235-244.

- Darke, A.K. & Walbridge, M.R. (2000): Al and Fe biogeochemistry in a floodplain forest: implications for P retention. *Biogeochemistry* 51, 1-32.
- Davidson, E.A. (1991): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. 219-235. – in: Rogers, J.E. & Whitman, W.B. [eds.]: *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*. Am. Soc. Microbiol., Washington DC, USA, 308 p.
- Davidsson, T.E. & Leonardson, L. (1997): Production of nitrous oxide in artificially flooded and drained wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 5, 111-119.
- Davidsson, T.E. & Ståhl, M. (2000): The influence of organic carbon on nitrogen transformations in five wetland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1129-1136.
- Davidsson, T.E., Trepel, M. & Schrautzer, J. (2002): Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 199-204.
- De Mars, H. & Wassen, M.J. (1999): Redox potentials in relation to water levels in different mire types in the Netherlands and Poland. *Plant Ecol.* 140, 41-51.
- Devol A.H., Richey, J.E., Clark, W.A., King, S.L. & Martinelli, L.A. (1988): Methane emission to the troposphere from the Amazon floodplain. *J. Geophys. Res.* 93, 1583-1592.
- Diaz, O.A., Reddy, K.R. & Moore, P.A. (1994): Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration. *Water Res.* 28, 1755-1763.
- Dietrich, O., Dannowski, R. Tauschke, R., Stornowski, K. & Leschke, V. (1999): Wiedervernässung einer degradierten Niedermoorfläche als Voraussetzung für den Schilfanbau. *Arch. für Nat. Lands.* 38, 233-249.
- Dietrich, O., Blankenburg, J., Dannowski, R. & Hennings, H.H. (2001a): Vernässungsstrategien für verschiedene Standortverhältnisse. 53-73. – in: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.]: *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Dietrich, O., Quast, J., Blankenburg, J. & Heidt, P. (2001b): Hydrologische Gebietsanalysen zur Einschätzung der Vernässbarkeit. 35-52. – in: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.]: *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Dietrich, O. & Quast, J. (2004): Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserhaushalt von Feuchtgebieten – Modelluntersuchungen am Beispiel des Spreewaldes. *Arch. für Nat. Lands.* 43, 65-76.
- DVWK (1998): *Feuchtgebiete – Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte, Fallbeispiele*. DVWK-Merkbl. 248, Bonn, Deutschland.

- Eckert, W., Nishri, A. & Parparova, R. (1997): Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: a simulation study with intact sediment cores. *Water, Air, Soil Poll.* 99, 401-409.
- EU Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment.
- EU-Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.
- EU Water Framework Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Faulkner, S.P. & Richardson, C.J. (1989): Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. 41-72. – in: Hammer, D.A. [ed.]: *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publ., Chelsea, MI, USA, 831 p.
- Fiedler, S. (1997): In-situ-Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft im württembergischen Alpenvorland. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 42, Universität Hohenheim, 135 S.
- Fiedler, S. & Sommer, M. (2004): Water and redox conditions in wetland soils – their influence on pedogenic oxides and morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 326-335.
- Fleck, J.A., Bossio, D.A. & Fujii, R. (2004): Dissolved organic carbon and disinfection by-product precursor release from managed peat soils. *J. Environ. Qual.* 33, 465-475.
- Flessa, H. (1991): Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln. Dissertation, TU München/ Weihenstephan, Deutschland, 123 S.
- Gale, P.M., Dévai, I., Reddy, K.R. & Graetz, D.A. (1993): Denitrification potential in soils from constructed and natural wetlands. *Ecol. Eng.* 2, 119-130.
- Gelbrecht, J. & Lengsfeld, H. (1998): Phosphorus in fens adjacent to surface waters. *Ber. Inst. Gewässerökol. Binnenfischerei* 5, 94-100.
- Gelbrecht, J. & Koppisch, D. (2001): Phosphorumsetzungsprozesse. 24-26. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H. & Zak, D. (2003): Stoffrückhalt und –freisetzung in grundwasser- gespeisten Mooren des nordostdeutschen Tieflandes. 55-66. – in: LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) [Hrsg.]: *Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren*. Wissenschaftliches Kolloquium in Güstrow, Schriftenreihe des LUNG 2, 107 S.
- Geller, G. (1997): Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations. *Wat. Sci. Technol.* 35, 157-166.

- Gensior, A., Lehrkamp, H., Jedamzik, B., Raasch, H., Regn ry, J. & Seidel, B. (1998): Standortkunde. 31-40. – in: Succow, M. [Hrsg.]: Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. 3. Zwischenbericht des DBU-Projektes Nr. 06708, Botanisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Deutschland.
- Gensior, A., & Zeitz, J. (1999): Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. Arch. für Nat. Lands. 38, 267-302.
- Gensior, A., Regn ry, J. & Zeitz, J. (1999): Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Dynamik des Schwefelhaushaltes eines degradierten Niedermoores. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 331-334.
- Gerke, J. & Hermann, R. (1992): Adsorption of orthophosphate to humic-Fe-complexes and to amorphous Fe-oxide. Z. Pflanzenern hr. Bodenk. 155, 233-236.
- Giblin, A.E. & Wieder, R.K. (1992): Sulphur cycling in marine and freshwater wetlands. 85-117. – in: Howarth, R.W., Stewart, J.W.B. & Ivanov, M.V. [eds.]: Sulphur cycling on the continents: wetlands, terrestrial ecosystems and associated water bodies. SCOPE 48, Wiley, Chichester, UK, 350 p.
- Gibson, C.E. (1997): The dynamics of phosphorus in freshwater and marine environments. 119-135. – in: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. & Johnston, A.E. [eds.]: Phosphorus loss from soil to water. CAB International, New York, USA, 467 p.
- Gilliam, F.S., May, J.D., Fisher, M.A. & Evans, D.K. (1999): Short-term changes in soil nutrients during wetland creation. Wetlands Ecology and Management 6, 203-208.
- Glatzel, S. & Stahr, K. (2002): The greenhouse gas exchange of a pond margin in South Germany. 215-234. – in: Broll, G., Merbach, W. & Peiffer, E.-M. [eds.]: Wetlands in central Europe. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany, 244 p.
- Glatzel, S., Kalbitz, K., Dalva, M. & Moore, T. (2003): Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. Geoderma 113, 397-411.
- Goldhaber, M.B. & Kaplan, I.R. (1974): The sulfur cycle. 569-655. – in: Goldberg, E.D. [ed.]: Marine chemistry. The Sea 5, Wiley, New York, USA.
- Grosse, W., Armstrong, J. & Armstrong, W. (1996): A history of pressurised gas-flow studies in plants. Aquat. Bot. 54, 87-100.
- Grosse-Brauckmann, G. (1997): Moore und Moor-Naturschutzgebiete in Deutschland – eine Bestandsaufnahme. Telma 27, 183-215.
- Grünfeld, S. & Brix, H. (1999): Methanogenesis and methane emissions: effect of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. Aquat. Bot. 64, 63-75.
- Gulledge, J., Doyle, A.P. & Shmel, J.P. (1997): Different NH_4^+ -inhibition patterns of soil CH_4 consumption: a result of distinct CH_4 -oxidizer populations across sites? Soil Biol. Biochem. 29, 13-21.

- Güsewell, S. & Koerselman, W. (2002): Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetlands plants. *Perspectives in Plant Ecol., Evolution and Systematics* 5, 37-61.
- Hamer, U. & Marschner, B. (2002): Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 261-268.
- Hanson, G.C., Groffman, P.M. & Gold, A.J. (1994): Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *J. Environ. Qual.* 23, 917-922.
- Healy, M. & Cawley, A.M. (2002): Nutrient processing capacity of a constructed wetland in Western Ireland. *J. Environ. Qual.* 31, 1739-1747.
- Hedley, M.J., Stewart, J.W. B. & Chauhan, B.S. (1982): Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 970-976.
- Hennings, H.H. (1996): Zur Wiedervernäßbarkeit von Niedermoorböden. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, Deutschland, 173 S.
- Howarth, R.W. & Stewart, J.W.B. (1992): The interactions of sulphur with other element cycles in ecosystems. 67-84. – in: Howarth, R.W., Stewart, J.W.B. & Ivanov, M.V. [eds.]: *Sulphur cycling on the continents: wetlands, terrestrial ecosystems and associated water bodies*. SCOPE 48, Wiley, Chichester, UK, 350 p.
- Howell, C.J., Crohn, D.M. & Omary, M. (2005): Simulating nutrient cycling and removal through treatment wetlands in arid/semiarid environments. *Ecol. Eng.* 25, 25-39.
- Hunter, R.G. & Faulkner, S.P. (2001): Denitrification potentials in restored and natural bottomland hardwood wetlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1865-1872.
- Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. 1-22. – in: Steinberg, C., Bernhardt, H. & Klapper, H. [Hrsg.]: *Handbuch angewandte Limnologie*. Losebl.-Ausg., ecomed, Landsberg am Lech, Deutschland.
- Hseu, Z.-Y., Chen, Z.-S. & Leu, I.-Y. (2000): Soil solution composition, water tables, and redox potentials of anthraquic ultisols in a toposequence. *J. Soil Sci.* 165, 869-880.
- Illicki, P. & Zeitz, J. (2003): Irreversible loss of organic soil functions after reclamation. 15-32. – in: Parent, L.-E. & Illicki, P. [eds.]: *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 205 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001): *Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the IPCC*, Cambridge University Press, London, UK, 881 p.
- ISSS-ISRIC-FAO (1998): *World reference base for soil resources. World Soil Resources Report 84*, FAO, Rome, Italy.
- Johansson, A.E., Klemetsson, Å.K., Klemetsson, L. & Svensson, B.H. (2003): Nitrous oxide exchanges with the atmosphere of a constructed wetland treating wastewater. *Tellus* 55B, 737-750.

- Johansson, A.E., Gustavsson, A.-M., Öquist, M.G. & Svensson, B.H. (2004): Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater – seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. *Water Res.* 38, 3960-3970.
- Joosten, H. & Clarke, D. (2002): Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. IMCG and IPS, Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi, Finland, 304 p.
- Joosten, H. & Couwenberg, J. (2001): Bilanzen zum Moorverlust – das Beispiel Europa. 406-408. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Jordan, S. (2004): Phosphorbindungsformen in Niedermoortorfen des Peenetales (Mecklenburg-Vorpommern) als Grundlage für eine Interpretation des Phosphorfreisetzungspotentials. unveröff. Dipl.-arbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland, 70 S.
- Kadlec, R.H. (1997): An autotrophic wetland phosphorus model. *Ecol. Eng.* 8, 145-172.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996): *Treatment wetlands*. Lewis Publisher, Boca Raton, FL, USA, 893 p.
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B. & Matzner, E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *J. Soil Sci.* 165, 277-304.
- Kang, H., Freeman, C. & Lock, M.A. (1998): Trace gas emissions from a north Wales fen – role of hydrochemistry and soil enzyme activity. *Water, Air, Soil Poll.* 105, 107-116.
- Kankaala, P., Käki, T., Mäkelä, S., Ojala, A., Pajunen, H. & Arvola, L. (2005): Methane efflux in relation to plant biomass and sediment characteristics in stands of three common emergent macrophytes in boreal mesoeutrophic lakes. *Glob. Change Biol.* 11, 145-153.
- Karjalainen, S.M., Kløve, B., Heikkinen, K., Kettunen, A. & Amundson, C.-E. (2003): Phosphate sorption properties of northern wetland soils. 111-115. – in: Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A. [eds.]: *Constructed and riverine wetlands for optimal control of wastewater at catchment scale*. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, 342 p.
- Karunaratne, S., Asaeda, T. & Yutani, K. (2004): Shoot regrowth and age-specific rhizome storage dynamics of *Phragmites australis* subjected to summer harvesting. *Ecol. Eng.* 22, 99-111.
- Kellogg, L.E. & Bridgman, S.D. (2003): Phosphorus retention and movement across an ombrotrophic-minerotrophic peatland gradient. *Biogeochemistry* 63, 299-315.
- Kemmers, R.H., van Delft, S.P.J. & Jansen, P.C. (2003): Iron and sulphate as possible key factors in the restoration ecology of rich fens in discharge areas. *Wetlands Ecology and Management* 11, 367-381.
- Kettunen, A., Kaitala, V., Alm, J., Silvola, J., Nykänen, H. & Martikainen, P.J. (2000): Predicting variations in methane emissions from boreal peatlands through regression models. *Boreal Environmental Research* 5, 115-131.

- Kettunen, A., Kaitala, V., Lehtinen, A., Lohila, A., Alm, J., Silvola, J. & Martikainen, P.J. (1999): Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1741-1749.
- Kim, J., Verma, S.B. & Billesbach, D.P. (1998a): Seasonal variation in methane emission from a temperate *Phragmites*-dominated marsh: effect of growth stage and plant-mediated transport. *Glob. Change Biol.* 5, 433-440.
- Kim, J., Verma, S.B., Billesbach, D.P. & Clement, R.J. (1998b): Diel variation in methane emission from a midlatitude prairie wetland: Significance of convective trough-flow in *Phragmites australis*. *J. Geophys. Res. – Atmos.* 103, 28029-28039.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.W. (1996): The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33, 1441-1450.
- Komulainen, V.M., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Laine, J. (1999): Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *J. Appl. Ecol.* 36, 634-648.
- Koppisch, D. (2001): Schwefel-Umsetzungsprozesse. 22-24. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Koppisch, D., Roth, S., Knapp, M., Blankenburg, J. & Eschner, D. (2001): Einfluss von Vernässung und Bewirtschaftung auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. 92-104. – in: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.]: *Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Koppitz, H. (2004): Fen restoration by reed plantation: The establishment and performance of different reed clones (*Phragmites australis*) on a degraded fen. *Restor. Ecol.* (submitted).
- Koppitz, H. & Buddrus, K. (2004): Wachstum, Produktivität, Stickstoffhaushalt und genetische Diversität einer Schilfpflanzung auf degradiertem Niedermoor. *Arch. für Nat. Lands.* 43, 5-25.
- Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.] (2001): *Ökosystemmanagement für Niedermooere: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Kuntze, H. (1984): Zur Nährstoffverteilung in Moorböden und Probenahme für die Bodenuntersuchung. – in: Kuntze, H. [Hrsg.]: *Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden*. Berichte des Bodentechnologischen Instituts des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Bremen, Deutschland, 80 S.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K. & Stahr, K. (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1485-1498.
- Laine, J., Komulainen, V.-M., Laiho, R., Minkinen, K., Rasinmäki, A., Sallantausta, T., Sarkkola, S., Silvan, N., Tolonen, K., Tuittila, E.-S., Vasander, H. & Päivänen, J. (2004): *Lakkasuo – a guide to mire ecosystem*. Publ. Dep. Forest Ecology 31, University of Helsinki, Finland, 123 p.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1993): *Limnoökologie*. Georg Thieme, Stuttgart, Deutschland, 440 S.

- Le Mer, J. & Roger, P. (2001): Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil. Biol.* 37, 25-50.
- Lehrkamp, H. (1987): Auswirkungen der Melioration auf die Bodenentwicklung im Randow-Welse-Bruch. unveröff. Dissertation A, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland, 99 S.
- Lehrkamp, H. (1989): Durch landwirtschaftliche Nutzung verursachte Veränderung im Niedermoor, dargestellt am Beispiel des Randow-Welse-Bruches. *Wiss. Z. der Humboldt-Universität zu Berlin, Agrarwiss.* 38, 12-15.
- Lengsfeld, H. (1998): Der Phosphor-Status gewässerbegleitender Moore in Abhängigkeit von ökologischem Moortyp und anthropogener Beeinflussung. unveröff. Dipl.-arbeit, FU Berlin, Deutschland, 99 S.
- Lenschow, U. (1997): Landschaftsökologische Grundlagen und Ziele zum Moorschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe des Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 3, 72 S.
- Litaor, M.I., Reichmann, O., Auerswald, K., Haim, A. & Shenker, M. (2004): The geochemistry of phosphorus in peat soils of a semiarid altered wetland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 2078-2085.
- Litaor, M.I., Reichmann, O., Belzer, M., Auerswald, K., Nishri, A. & Shenker, M. (2003): Spatial analysis of phosphorus sorption capacity in a semiarid altered wetland. *J. Environ. Qual.* 32, 335-343.
- Livingston, G.P. & Hutchinson, G.L. (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. 14-51. – in: Matson, P.A. & Harris, R.C. [eds.]: *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water. Methods in Ecology*, Blackwell Sci. Publ., Oxford, UK, 394 p.
- Lofffield, N., Flessa, H., Augustin, J. & Beese, F. (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *J. Environ. Qual.* 26, 560-564.
- Lookman, R., Freese, D., Merckx, R., Vlassak, K. & van Riemsdijk, H. (1995a): Long-term kinetics of phosphate release from soil. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1569-1575.
- Lookman, R., Vandeweert, N., Merckx, R. & Vlassak, K. (1995b): Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters (Feox and Alox) in northern Belgium. *Geoderma* 66, 285-296.
- Lovely, D.R. & Phillips, E.J.P. (1987): Competitive mechanisms for inhibition of sulphate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments. *Appl. Environ. Microb.* 53, 2636-2641.
- LUA (Landesumweltamt) [Hrsg.] (2002): Staubbiederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg. Studien und Tagungsberichte des LUA Brandenburg 36, 136 S.

- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., van der Salm, A.L. & Roelofs, J.G.M. (2004): High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry* 67, 249-267.
- Maljanen, M., Komulainen, V.-M., Hytönen, J., Martikainen, P.J. & Laine, J. (2004): Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1801-1808.
- Mander, Ü. & Jenssen, P. [eds.] (2003): *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*. WIT Press, Southampton, UK, 325 p.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Mäuring, T., Teiter, S. & Augustin, J. (2003a): Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Sci. Technol.* 48, 135-142.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Teiter, S., Nurk, K., Mäuring, T. & Augustin, J. (2003b): Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. 142-149. – in: Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A. [eds.]: *Constructed and riverine wetlands for optimal control of wastewater at catchment scale*. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, 342 p.
- Mander, Ü., Lõhmus, K., Teiter, S., Nurk, K., Mäuring, T. & Augustin, J. (2005): Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health* 40A, 1215-1226.
- Mansfeldt, T. (2003): In situ long-term redox potential measurements in a dyked marsh soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 210-219.
- Marschner, H. (2003): *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd ed., Academic Press, London, UK, 889 p.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. (1993): Effect of water table on nitrous oxide fluxes from Northern peatlands. *Nature* 366, 51-53.
- Martin, H.W., Ivanoff, D.B., Graetz, D.A. & Reddy, K.R. (1996): Water table effects on histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 26, 1062-1071.
- Mäuring, T. (2003): The use of reed and cattail produced in constructed wetlands as building material. 268-288. – in: Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A. [eds.]: *Constructed and riverine wetlands for optimal control of wastewater at catchment scale*. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, 342 p.
- McDowell, R. & Condron, L. (2001): Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32, 2531-2547.
- McDowell, R.W. & Sharpley, A.N. (2003): Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. *Geoderma* 112, 143-154.

- Megonigal, J.P., Hines, M.E. & Visscher, P.T. (2005): Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes. 317-424. – in: Schlesinger, W.H., Holland, H.D. & Turekian, K.K. [eds.]: Biogeochemistry. Treatise on Geochemistry 8, Elsevier – Pergamon, Oxford, UK, 702 p.
- Meissner, R. & Leinweber, P. [eds.] (2004): PROWATER: prevention of diffuse water pollution with phosphorus from degraded and re-wetted peat soils. UFZ Centre for Environmental Research Report 5, Germany, 159 p.
- Merbach, W., Kalettka, T., Rudat, C. & Augustin, J. (2002): Trace gas emissions from riparian areas of small eutrophic inland waters in Northeast-Germany. 235-244. – in: Broll, G., Merbach, W. & Peiffer, E.-M. [eds.]: Wetlands in central Europe. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany, 244 p.
- Meuleman, A.F.M., Beekman, J.P. & Verhoeven, J.T.A. (2002): Nutrient retention and nutrient-use efficiency in *Phragmites australis* stands after wastewater application. *Wetlands* 22, 712-721.
- Meyer, K. (1999): Die Flüsse der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O eines nordwest-deutschen Niedermoores unter dem Einfluß der Wiedervernässung. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 111, 134 S.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2000): *Wetlands*. 3rd ed., Wiley, New York, USA, 920 p.
- MLUV (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz) [Hrsg.] (2005): Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2005. Deutschland, 27 S.
- Mollenhauer, K. (2004): Renaturierung von Mooren und anderen Feuchtgebieten. 793-800. – in: Blume, H.-P. [Hrsg.]: *Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und –belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*. 3. Aufl., ecomed, Landsberg/Lech, Deutschland, 914 S.
- Moore, T.R. & Dalva, M. (1993): The influence of temperature and water-table position on carbon-dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *J. Soil Sci.* 44, 651-644.
- Müller, L., Behrendt, A., Schalitz, G. & Schindler, U. (2005): Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. *Agr. Water Management* 75, 117-136.
- Mundel, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermoores. *Arch. Acker- Pfl. Boden.* 20, 669-679.
- Münchmeyer, U. (2001): Zur N-Umsetzung in degradierten Niedermoorböden Nordostdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung der N-Mineralisierung und des Austrages gasförmiger N-Verbindungen. *Beiträge aus der Hallenser Pflanzenernährungsforschung* 5, Verlag Grauer, Beuren, Stuttgart, Deutschland, 125 S.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962): A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31-36.
- Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J. (1995): Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *J. Biogeogr.* 22, 351-357.
- Okruszkó, H. (1993): Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 406, 3-73.

- Okruszko, H. & Ilnicki, P. (2003): The moorsh horizon as quality indicators of reclaimed organic soils. 1-14. – in: Parent, L.-E. & Ilnicki, P. [eds.]: Organic soils and peat materials for sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 205 p.
- Olila, O.G., Reddy, K.R. & Stites, D.L. (1997): Influence of draining on phosphorus forms and distribution in a constructed wetland. *Ecol. Eng.* 9, 157-159.
- Otabbong, E. & Schlichting, A. (2004): Total P, agronomic and environmental soil P tests. 57-59. – in: Meissner, R. & Leinweber, P. [eds.]: PROWATER: prevention of diffuse water pollution with phosphorus from degraded and re-wetted peat soils. UFZ Centre for Environmental Research Report 5, Germany, 159 p.
- Pagel, H., Enzmann, J. & Mutscher, H. (1982): Pflanzennährstoffe in tropischen Böden – ihre Bestimmung und Bewertung. 1. Aufl., VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, Deutschland, 272 S.
- Pant, H.K. & Reddy, K.R. (2001): Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *J. Environ. Qual.* 30, 1474-1480.
- Pant, H.K., Reddy, K.R. & Spechler, R.M. (2002): Phosphorus retention in soils from a prospective constructed wetland site: environmental implications. *J. Soil Sci.* 167, 607-615.
- Pfadenhauer, J. & Zeitz, J. (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. 17-24. – in: Kratz, R. & Pfadenhauer, J. [Hrsg.]: Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer, Stuttgart, Deutschland, 317 S.
- Poe, A.C., Piehler, M.F., Thompson, S.P. & Paerl, H.W. (2003): Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. *Wetlands* 23, 817-826.
- Pote, D.H., Daniel, T.C., Nichols, D.J., Moore, P.A., Miller, D.M. & Edwards, D.R. (1999): Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus relationships to soil phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1006-1012.
- Psenner, R., Pucsko, R. & Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 70, 111-115.
- Qualls, R.G. & Richardson, C.J. (2000): Phosphorus enrichment affects litter decomposition, immobilization, and soil microbial phosphorus in wetland mesocosms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 799-808.
- Quast, J. (1995): Wasserhaushalt und Feuchtgebiete in einer Trockenlandschaft – Zustand – Konflikte – Maßnahmen. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 36, 207-213.
- Quast, J. (1997): Wasserdargebot in Brandenburgs Agrarlandschaften und gebotene wasserwirtschaftliche Konsequenzen. *Arch. für Nat. Lands.* 35, 267-277.
- Quast, J., Dietrich, O. & Dannowski, R. (1993): Die Folgen der Entwässerung und Nutzung von Niedermooren für den Landschaftshaushalt. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore*, Landesumweltamt Brandenburg, Deutschland, 11-14.

- Reddy, K.R. & D'Angelo, E.M. (1994): Soil processes regulating water quality in wetlands. 309-324. – in: Mitsch, W.J. [ed.]: *Global wetlands: Old world and new*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 992 p.
- Reddy, K.R., Diaz, O.A., Scinto, L.J. & Agami, M. (1995): Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecol. Eng.* 5, 183-207.
- Regina, K., Silvola, J. & Martikainen, P.J. (1999): Short-term effects of changing water table on N₂O fluxes from peat monoliths from natural and drained boreal peatlands. *Glob. Change Biol.* 5, 183-189.
- Regnéry, J. (2003): Einfluss einer Wiedervernässungsmaßnahme auf den Schwefelstatus eines degradierten Niedermoores. unveröff. Dipl.-arbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland, 65 S.
- Richardson, C.F. (1985): Mechanism controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228, 1424-1427.
- Roden, E.E. & Edmonds, J.W. (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol.* 139, 347-378.
- Roden, E.E. & Wetzel, R.G. (2002): Kinetics of microbial Fe(III) oxide reduction in freshwater wetland sediments. *Limnol. Oceanogr.* 47, 198-211.
- Ross, S.M. (1995): Overview of the hydrochemistry and solute processes in British wetlands. 133-181. – in: Hughes, J.M.R. & Heathwaite, A.L. [eds.]: *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. Wiley, Chichester, UK, 486 p.
- Roulet, N.T. (2000): Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20, 605-615.
- Rückauf, U., Augustin, J., Russow, R. & Merbach, W. (2004): Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation and plant uptake. *Soil Biol. Biochem.* 36, 77-90.
- Rupp, H., Meissner, R. & Leinweber, P. (2004): Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas – results from a case study in the Drömling catchment, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 408-416.
- Russel, M.A. & Maltby, E. (1995): The role of hydrologic regime on phosphorus dynamics in a seasonally waterlogged soil. 245-260. – in: Hughes, J.M.R. & Heathwaite, A.L. [eds.]: *Hydrology and hydrochemistry of British wetlands*. Wiley, Chichester, UK, 486 p.
- Ryan, J., Curtin, D. & Cheema, M.A. (1985): Significance of iron oxides and calcium carbonate particle size in phosphate sorption by calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 74-76.
- Sah, R.N., Mikkelsen, D.S. & Hafez, A. (1989): Phosphorus behaviour in flooded soils. II: Iron transformation and phosphorus sorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1723-1729.
- Samadi, A. & Gilkes, R.J. (1999): Phosphorus transformation and their relationship with calcareous soil properties of southern western Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 809-815.

- Sartoris, J.J., Thullen, J.S., Barber, L.B. & Salas, D.E. (2000): Investigation of nitrogen transformations in a southern California constructed wastewater wetland. *Ecol. Eng.* 14, 49-65.
- Sauerbrey, R. & Schmidt, W. (1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore*, Landesumweltamt, 5-10.
- Sauerbrey, R. & Zeitz, J. (1999): Moore. 1-24. – in: Blume, H.-P. [Hrsg.]: *Handbuch der Bodenkunde*. ecomed, Landsberg/Lech, Deutschland.
- Scheffer, B. (1995): Veränderung bodenchemischer Parameter durch Extensivierung und Wiedervernässung. *NNA Bericht* 8, 9-12.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. [Hrsg.] (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Aufl., Spektrum Acad. Verl., Heidelberg, Deutschland, 593 S.
- Schmidt, W. (1994): Über den Einfluss der Entwässerung und der Nutzung auf die Gefügeentwicklung in Niedermoorböden. *NNA-Bericht* 7, 59-66.
- Schmidt, W. (1995): Einfluß der Wiedervernässung auf physikalische Eigenschaften des Moorkörpers der Friedländer Großen Wiese. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 36, 107-112.
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. *Naturschutzfachliche Anforderungen aus bundesweiter Sicht. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 57, Bonn-Bad Godesberg, 219 S.
- Schwärzel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. & Wessolek, G. (2002): Soil physical characteristics of peat soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 479-486.
- Schweikle, V. (2002): Anwendung von Grenzwerten der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung für Böden aus Torf. *Telma* 32, 243-253.
- Schwertmann, U. (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalatlösung. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk.* 105, 194-202.
- Segers, R. (1998): Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry* 41, 23-51.
- Seybold, C.A., Mersie, W., Huang, J. & McNamee, C. (2002): Soil redox, pH, temperature, and water-table patterns of a freshwater tidal wetland. *Wetlands* 22, 149-158.
- Sharpley, A.N. (1995): Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecol. Eng.* 5, 261-279.
- Shenker, M. (2004): Peat transformation and P release in microcosm studies: histosols from the Hula Valley. 86-94. – in: Meissner, R. & Leinweber, P. [eds.]: *PROWATER: prevention of diffuse water pollution with phosphorus from degraded and re-wetted peat soils*. UFZ Centre for Environmental Research Report 5, Germany, 159 p.
- Sobolewski, A. (1996): Metal species indicate the potential of constructed wetlands for long-term treatment of metal mine drainage. *Ecol. Eng.* 6, 259-271.

- Sommer, M. & Fiedler, S. (2002): Methane emissions from wetland soils in Southwest-Germany. 177-196. – in: Broll, G., Merbach, W. & Peiffer, E.-M. [eds.]: *Wetlands in central Europe*. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany, 244 p.
- Strack, M., Waddington, J.M. & Tuittila, E.-S. (2004): Effect of water-table drawdown on northern peatland methane dynamics: implications for climate change. *Global Biogeochem. Cycl.* 18, GB 4003.
- Succow, M. (2001): Kurzer Abriß der Nutzungsgeschichte mitteleuropäischer Moore. 404-406. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Succow, M. & Hampicke, U. (2004): Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser – Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung. *Arch. für Nat. Lands.* 43, 1-4.
- Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.] (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Succow, M., Wichtmann, W., Timmermann, T., Koppitz, H., Schäfer, A., Gensior, A. u. a. (1999): *Arch. für Nat. Lands.* 38, 85-354.
- Tanner, C.C., D'Eugenio, J., McBride, G.B., Sukias, J.P.S. & Thompson, K. (1999): Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosm. *Ecol. Eng.* 12, 67-92.
- Tarutis, W.J. & Unz, R.F. (1990): Chemical diagenesis of iron and manganese in constructed wetlands receiving acidic mine drainage. 429-440. – in: Cooper, P.F. & Findlater, B.C. [eds.] *Constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press, Oxford, UK, 605 p.
- Tchobanoglous, G. & Burton, F.L. [eds.] (2005): *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. 4th ed., McGraw-Hill Inc., New York, USA, 1819 p.
- Thullen, J.S., Sartoris, J.J. & Walton, W.E. (2002): Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecol. Eng.* 18, 441-457.
- Tischner, T. (2000): Untersuchungen zur Phosphatverlagerung und Phosphatbindung im Boden und Grundwasser einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. *Bodenökologie und Bodengenese Heft* 33, TU Berlin, Deutschland, 187 S.
- Tiessen, H. & Moir, J.O. (1993): Characterisation of available P by sequential extraction. 75-86. - in: Carter M.R. [ed.]: *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, London, UK, 823 p.
- Toet, S., Bouwman, M., Cevaál, A. & Verhoeven, J.T.A. (2005): Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent. *J. Environ. Sci. Health* 40A, 1133-1156.
- Trepel, M. (2001): Gedanken zur zukünftigen Nutzung schleswig-holsteinischer Niedermoore. *Die Heimat* 11/12, 186-194.

- Trepel, M. (2004): Zur Wirkung von Niederungen im Landschaftswasser- und -stoffhaushalt. Arch. für Nat. Lands. 43, 53-64.
- Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. & Johnston, A.E. [eds.] (1997): Phosphorus loss from soil to water. CAB International, New York, UK, 467 p.
- Tylova-Munzarova, E., Lorenzen, B., Brix, H. & Votrubova, O. (2005): The effects of NH_4^+ and NO_3^- on growth, resource allocation and nitrogen uptake kinetics of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima*. Aquat. Bot. 81, 326-342.
- Van Beek, C.L., Hummelink, E.W.J., Velthof, G.L. & Oenema, O. (2004): Denitrification rates in relation to groundwater level in a peat soil under grassland. Biol. Fert. Soils 39, 329-336.
- Van Bochove, E., Beauchemin, S. & Thériault, G. (2002): Continuous multiple measurement of soil redox potential using platinum microelectrodes. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1813-1820.
- Van den Bos, R. (2003): Restoration of former wetlands in the Netherlands: effect on the balance between CO_2 sink and CH_4 source. Neth. J. Geosci. 82, 325-331.
- Van der Nat, F.-J.W.A. & Middelburg, J.J. (1998): Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. Biogeochemistry 43, 79-104.
- Van der Nat, F.-J.W.A., Middelburg, J.J., van Meteren, D. & Wielemakers, A. (1998): Diel methane emissions pattern from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. Biogeochemistry 41, 1-22.
- Van der Zee, S.E.A.T.M. & van Riemsdijk, W.H. (1988): Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. J. Environ. Qual. 17, 35-41.
- Van der Zee, S.E.A.T.M., van Riemsdijk, W.H. & De Haan, F.A.M. (1990): Het protokol fosfaatverzagdigde gronden. Deel I: Toelichting, Landbouwniversiteit Wageningen, 69 S.
- Vasander, H., Tuittila, E.-S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, T., Heikkilä, R., Pitkänen, M.L. & Laine, J. (2003): Status and restoration of peatlands in northern Europe. Wetlands Ecology and Management 11, 51-63.
- Velty, S., Balla, D. & Zeitz, J. (2004a): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores. Arch. für Nat. Lands. 43, 59-86.
- Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2004b): Stoffliche Untersuchungen von Niedermoorprofilen im Lysimeter bei der Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser. Arch. für Nat. Lands. 43, 5-14.
- Velty, S., Augustin, J., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2005a): Greenhouse gas fluxes during peatland restoration by reuse of wastewater – a lysimeter study. Wetlands Ecology and Management (submitted).
- Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2005b): Natural wetland restoration and reuse of municipal wastewater. J. Plant Nutr. Soil Sci. (submitted).
- Velty, S. & Zeitz, J. (2005): Iron and phosphorus cycling in a rewetted fen soil in NE Germany. Wetlands (under review).

- Verhoeven, J.T.A. & Meuleman, A.F.M. (1999): Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecol. Eng.* 12, 5-12.
- Vollenweider, R. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, France.
- Von Post, L. (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. Comité internat. Pedologie. IV. Comm. Nr. 22, IV. Internat. bodenkdl. Konferenz.
- Vymazal, J. (2002): The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* 18, 633-646.
- Vymazal, J. (2003): Removal of heavy metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland. 210-213. – in: Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A. [eds.]: Constructed and riverine wetlands for optimal control of wastewater at catchment scale. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, 342 p.
- Vymazal, J. (2005): Removal of heavy metals in a horizontal sub-surface flow constructed wetland. *J. Environ. Sci. Health* 40A, 1369-1379.
- Well, R., Augustin, J., Davis, J., Griffith, S.M., Meyer, K. & Myrold, D.D. (2001): Production and transport of denitrification gases in shallow ground water. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60, 65-75.
- Well, R., Augustin, J. & Meyer, K. (2002): In situ measurement of denitrification and N₂O production in the saturated zone of three eutric histosols and a mollic gleysol. 165-176. – in: Broll, G., Merbach, W. & Peiffer, E.-M. [eds.]: Wetlands in central Europe. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany, 244 p.
- Wessolek, G., Schwärzel, K., Renger, M., Sauerbrey, R. & Siewert, C. (2002): Soil hydrology and CO₂ mineralization of peat soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 494-500.
- Whiting, G.J. & Chanton, J.P. (2001): Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus* 53B, 521-528.
- Wichtmann, W. (1999): Nutzung von Schilf (*Phragmites australis*). *Arch. für Nat. Lands.* 38, 217-231.
- Wichtmann, W. & Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentalanlage Biesenbrow (Randow-Welse-Flußtalmoor). 492-495. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Wright, R.B., Lockaby, B.G. & Walbridge, M.R. (2001): Phosphorus availability in an artificially flooded southeastern floodplain forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1293-1302.
- Young, E.O. & Ross, D.S. (2001): Phosphate release from seasonally flooded soils. A laboratory microcosm study. *J. Environ. Qual.* 30, 91-101.

- Zak, D. (2001): Steuerungsmechanismen des Stoffrückhalts beim Übergang von anaerobem Porenwasser aus dem Moor in sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors. unveröff. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland, 95 S.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2002): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters. Ber. Inst. Gewässerökol. Binnenfischerei, Jahresforschungsbericht 2001, 10 S.
- Zak, D., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2004): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. Biogeochemistry 70, 359-370.
- Zeitz, J. (2001): Randow-Welse-Flußtalmoor. 434-436. – in: Succow, M. & Joosten, H. [Hrsg.]: Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., E. Schweizerbart'sche, Stuttgart, Deutschland, 622 S.
- Zeitz, J. & Lehrkamp, H. (1995): Standortkunde. 28-36. – in Succow, M. [Hrsg.]: Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwendung gereinigter kommunaler Abwässer. 1. Zwischenbericht des DBU-Projektes Nr. 06708, Botanisches Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Deutschland.
- Zeitz, J. & Lehrkamp, H. (2003): Exkursion G2: Niedermoorlandschaften im Jungmoränengebiet. 108-112. – in: Frielinghaus, M., Dalchow, C. & Schäfer, H. [Hrsg.]: Bodenlandschaften im Jung- und Altmoränengebiet. Exkursionsführer zur Jahrestagung der DBG, Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 100.
- Zeitz, J. & Veltý, S. (2002): Soil properties of drained and rewetted fen soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 618-626.
- Zhang, Y., Lin, X. & Werner, W. (2003): The effect of soil flooding on the transformation of Fe oxides and the adsorption/desorption behavior of phosphate. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 68-75.
- Zhi-Guang, L. (1985): Oxidation-reduction potential. 1-26. – in: Tianren, Y. [ed.] Physical chemistry of paddy soils. Springer, Berlin, Germany, 217 p.
- Zhou, M. & Li, Y. (2001): Phosphorus-sorption characteristics of calcareous soils and limestone from the Southern Everglades and adjacent farmlands. Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 1404-1412.

Danksagung

Frau Prof. Dr. Zeitz möchte ich für ihre Unterstützung bei der Antragstellung des Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, die Übernahme der Betreuung und für hilfreiche Kommentare danken.

Während der gesamten Tätigkeit am Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre erfuhr ich volle Unterstützung bei allen Anliegen, vor allem in der laboranalytischen Arbeit. Für das in mich gesetzte Vertrauen und die wissenschaftlichen Entfaltungsfreiheiten bedanke ich mich.

Für die kritische Durchsicht verschiedener Manuskripte sowie die vielen wertvollen Hinweise und Hilfestellungen danke ich Frau Dr. Wick. Thank you for looking over the English.

Besonders möchte ich mich bei Frau Dutschke für die Unterstützung bei den zahlreichen Analysen am AAS und FIAS und ihre stete Einsatzbereitschaft bedanken. Ebenfalls besonderer Dank gilt den Personen, die unschätzbare technische Hilfe bei den umfangreichen Gelände- und Laborarbeiten leisteten. Im einzelnen möchte ich Herrn Zimmermann, der in technischen Angelegenheiten und bei Schwierigkeiten immer eine Lösung fand und mich bei den Probenahmen auch schon 6 Uhr morgens unterstützte, danken. Den studentischen Hilfskräften Daniela, Evelyn, Jan, Sabine, Stefan und Stephan und den Auszubildenden Jana und Stephanie danke ich für die Mitwirkung bei anstrengenden Probenahmen im Gelände und/oder der zeitintensiven Laboranalytik.

Die unkomplizierte Zusammenarbeit mit Herrn Dr. Lehrkamp vom Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung, der mich bei den Profilaufnahmen im Randow-Welse-Bruch und bei der Bereitstellung von Beprobungsgeräten sowie Kartenmaterial und Berichten unterstützte, erleichterten den Start in die Moorkunde. Vielen Dank!

Für die gute Zusammenarbeit im Randow-Welse-Bruch (Untersuchungsfläche bei Biesenbrow) bedanke ich mich bei Frau Dr. Balla, Herrn Dr. Dannowski und Herrn Tauschke des Institutes für Landschaftswasserhaushalt des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg und bei Frau Leschke und Herrn Stornowski vom Wasser- und Bodenverband Welse.

Allen Mitarbeitern der Lysimeterstation Paulinenaue des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg, insbesondere Herrn Dr. Behrendt und Frau Blume, sei für die freundliche Aufnahme, die ständige Offenheit für Fragen und Diskussionen sowie die technische Assistenz gedankt. Außerdem gilt Herrn Dr. Behrendt mein Dank für seine Bereitschaft, die Begutachtung zu übernehmen.

Bei Herrn Prof. Dr. Augustin vom Institut für Landschaftsstoffdynamik des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg möchte ich mich herzlich für seine Unterstützung bei der Gasbeprobung und -messung und die konstruktiven und wertvollen fachlichen Diskussionen bedanken. Eingeschlossen in diesen Dank ist Herr Steffens.

Für die Analytik zahlloser Boden- und Wasserproben sage ich den Mitarbeitern des Zentrallabors und des hydrochemischen Labors im Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg dank.

Die Forschungsarbeit wurde durch das Projekt „Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser – Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung“ der VolkswagenStiftung sowie innerhalb des Stipendienprogramms der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

Sehr befruchtend für die Arbeit waren die zahlreichen Exkursionen sowie der Gedankenaustausch auf Konferenzen, Workshops und Seminaren der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft, dem Verein der Freunde und Förderer der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin e.V. sowie der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin sei für die Bezuschussung von Kongressreisen sowie einer Abschlussförderung gedankt.

Meiner Zimmerkollegin Nathalie danke ich für ihre ständige Diskussionsbereitschaft auf allen Gebieten, die geteilte Freude und das geteilte Leid beim Promovieren.

Ein ganz besonders großes Dankeschön geht an Attila und meine Familie, die mich in turbulenten Zeiten moralisch unterstützten.

Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben.

Berlin, 30. September 2005

Silke Velty

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Silke Veltz
Geburtsdatum: 07.04.1973
Geburtsort: Halle (Saale)
Nationalität: deutsch

Beruflicher und akademischer Werdegang

1989 – 1992 Berufsausbildung zum Geologiefacharbeiter mit Abitur

1992 – 1999 Studium der Geologie und Paläontologie an der TU Bergakademie Freiberg
und University of Edinburgh (1995 – 1996)
Diplomkartierung: Untersuchungen zur möglichen Lokalisierung einer FCKW-
Kontamination mit Hilfe der Radonprospektion sowie Durchführung einer
Deckschichtenkartierung
Diplomarbeit: Labor- und Felduntersuchungen zur Wechselwirkung von
Radonexhalation und organischer Kontamination

2000 – 2002 Wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Humboldt-Universität zu Berlin
(Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre) im interdisziplinären Projekt der
VolkswagenStiftung: Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem
Abwasser – Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung

2002 – 2005 Promotionsstipendiatin der Deutschen Bundesstiftung Umwelt an der
Humboldt-Universität zu Berlin: Stoffliche Untersuchungen degradiert
Torfprofile im Lysimeter bei Einsatz einer alternativen
Wiedervernässungsmaßnahme

Wissenschaftliche Beiträge

Veltz, S., Schweitzer, K. & Zeitz, J. (2001): Wiedervernässung eines Niedermoors im Nordosten von Brandenburg. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 96, 785-786.

Veltz, S. & Zeitz, J. (2001): Renaturierung eines degradierten Niedermoors durch Wiedervernässung und Anbau von Schilf als nachwachsenden Rohstoff im Nordosten von Brandenburg. Posterbeitrag zur Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde (Goslar).

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2002): Veränderte Landnutzung degradierter Niedermoore durch Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser. Poster zur Tagung GEO 2002 (Würzburg).

Velty, S., Schweitzer, K. & Zeitz, J. (2002): Effects of the rewetting of a degraded fen on the dynamics of physical and chemical soil properties. Vortrag zum Symposium der International Peat Society: Future Utilisation of Peatlands (Bremen).

Zeitz, J. & Velty, S. (2002): Soil properties of drained and rewetted fen soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 618-626.

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz J. (2003): Bodenchemische Dynamik bei der Wiedervernässung von Niedermoor-Lysimeter mit gereinigtem kommunalen Abwasser. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 102, 407-408.

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2003): Stoffliche Untersuchungen von Niedermoorprofilen im Lysimeter bei der Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser. Vortrag zum Workshop der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde: Ökohydrologie & Hydrochemie von Mooren und Feuchtgebieten: Monitoring, Modellierung, Management (Sankelmark).

Balla, D., Velty, S. & Dannowski, R. (2004): Environmental sustainability of a fen site re-wetted with purified waste water. Proc. of the 12th International Peat Congress, Tampere, Finland, p.1183.

Balla, D., Velty, S. & Dannowski, R. (2004): Wirkung einer Wiedervernässungsmaßnahme auf das Grund- und Oberflächenwasser – Pilotanlage Biesenbrow. Arch. für Nat. Lands. 43, 41-58.

Velty, S., Balla, D. & Zeitz, J. (2004): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores. Arch. für Nat. Lands. 43, 59-86.

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2004): Alternative Wiedervernässung von Niedermoorprofilen in Lysimetern mit gereinigtem kommunalen Abwasser. – in: Landesumweltamt Brandenburg [Hrsg.]: Ökologietage III und IV: Landschaftswasserhaushalt in Brandenburg. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamts Brandenburg (im Druck).

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2004): Stoffliche Untersuchungen von Niedermoorprofilen im Lysimeter bei der Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser. Arch. für Nat. Lands. 43, 5-14.

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2004): Testing an alternative approach for sustainable rewetting of fens. Proc. of the 12th International Peat Congress, Tampere, Finland, 406-413.

Velty, S. & Zeitz, J. (2004): Modifications of pedogenetic processes and nutrient dynamics during drainage and re-wetting of fens. Vortrag zur Eurosoil (Freiburg).

Behrendt, A., Schalitz, G., Velty, S., Müller, L. & Augustin, J. (2005): Wasser- und Stickstoffbilanzen wiedervernässter Moorlysimeter. – in: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für

Landwirtschaft [Hrsg.]: Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen. Bericht über die 11. Lysimetertagung, Raumberg-Gumpenstein, 143-145.

Jordan, S., Velty, S. & Zeitz, J. (2005): Zersetzungsgradabhängige Phosphorfreisetzungspotentiale in Niedermoortorfen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (im Druck).

Velty, S., Augustin, J., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2005): Greenhouse gas fluxes during peatland restoration by reuse of wastewater – a lysimeter study. Wetlands Ecology and Management (submitted).

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2005): Alternative Wiedervernässung von Niedermooren als umwelt(un)verträgliche Maßnahme. – in: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft [Hrsg.]: Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen. Bericht über die 11. Lysimetertagung, Raumberg-Gumpenstein, 223-224.

Velty, S., Behrendt, A. & Zeitz, J. (2005): Natural wetland restoration and reuse of municipal wastewater. J. Plant Nutr. Soil Sci. (submitted).

Velty, S. & Zeitz, J. (2005): Iron and phosphorus cycling in a rewetted fen soil in NE Germany. Wetlands (under review).